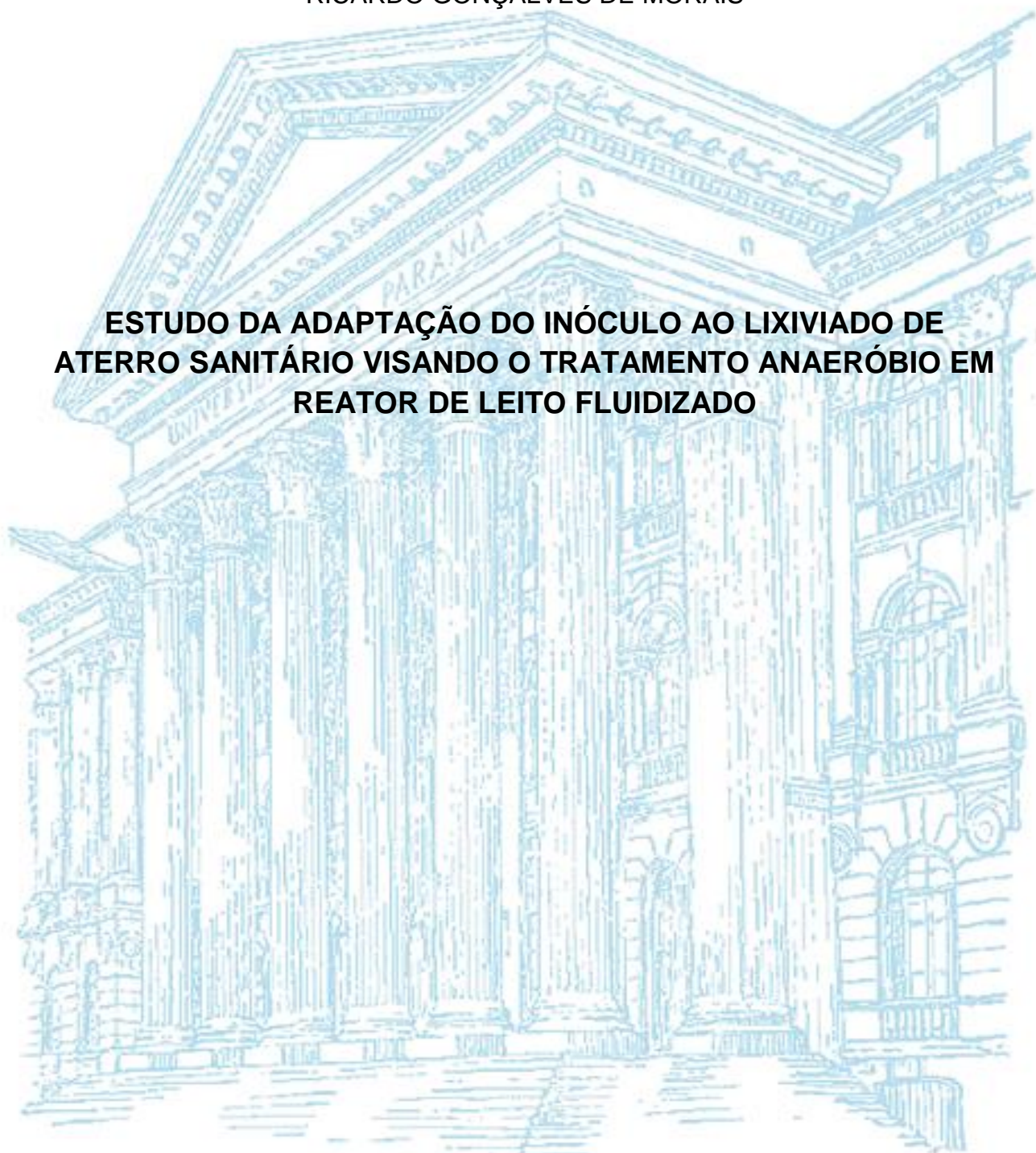


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RICARDO GONÇALVES DE MORAIS

**ESTUDO DA ADAPTAÇÃO DO INÓCULO AO LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO VISANDO O TRATAMENTO ANAERÓBIO EM
REATOR DE LEITO FLUIDIZADO**



**CURITIBA
2016**

RICARDO GONÇALVES DE MORAIS

**ESTUDO DA ADAPTAÇÃO DO INÓCULO AO LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO VISANDO O TRATAMENTO ANAERÓBIO EM
REATOR DE LEITO FLUIDIZADO**

Dissertação de mestrado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção de grau de Mestre.

Orientadora: Maria Cristina Borba Braga, PhD

Coorientador: Dr Sérgio Michelotto Braga

CURITIBA
2016

M827e

Morais, Ricardo Gonçalves de

Estudo da adaptação do inóculo ao lixiviado de aterro sanitário visando o tratamento anaeróbio em reator de leito fluidizado / Ricardo Gonçalves de
Morais. – Curitiba, 2016.

107 f. : il. color. ; 30 cm.

Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e
Ambiental, 2016.

Orientador: Maria Cristina Borba Braga - Coorientador: Sérgio Michelotto
Braga.

1. Bioestimulação. 2. Inoculação. 3. Lixiviado. 4. Leito fluidizado.
I. Universidade Federal do Paraná. II. Braga, Maria Cristina Borba.
III. Braga, Sérgio Michelotto. IV. Título.

CDD: 628.445




MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Setor TECNOLOGIA
Programa de Pós Graduação em ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL
Código CAPES: 40001016021P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **RICARDO GONCALVES DE MORAIS**, intitulada: " **Estudo da adaptação do inóculo ao lixiviado de aterro sanitário visando o tratamento anaeróbio em reator de leito fluidizado** ", após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua Aprovação.

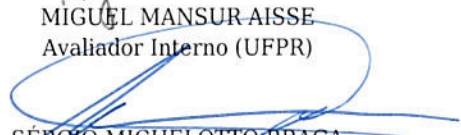
Curitiba, 30 de Setembro de 2016.


MARIA CRISTINA BORBA BRAGA
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


ALEXANDRE KNESEBECK


MARIA CAROLINA VIEIRA DA ROCHA


MIGUEL MANSUR AISSE
Avaliador Interno (UFPR)


SÉRGIO MICHELOTTO BRAGA
Avaliador Interno (UFPR)

AGRADECIMENTOS

À todas as pessoas que, de alguma forma, contribuíram para a elaboração desta pesquisa.

Em especial, à Maria Cristina Borba Braga, pela oportunidade, orientação e paciência durante o desenvolvimento deste trabalho. À Sergio e Arthur Braga, pelos ensinamentos e companheirismo nos momentos de montagem, manutenção e operação dos equipamentos. À Maria Carolina Viera da Rocha, pelos ensinamentos e apresentação de um mundo novo que é a microbiologia. À Luciane Lemos do Prado, pelos ensinamentos das técnicas e procedimentos do laboratório de tratamento de águas residuárias. À Thays Kurek Sehenem, pelo apoio e companheirismo na elaboração dos vários testes realizados durante esta pesquisa. À Livia Yu Iwamura, pelo apoio geral na pesquisa e por estar presente em momentos difíceis.

Ao CNPq, pelo apoio concessão da bolsa de mestrado.

E, por fim, a todos os amigos, que apoiaram nos momentos de cansaço e ausência, vocês sabem quem são.

RESUMO

Nesta pesquisa foi realizada a avaliação das características ideais de partida de um reator anaeróbio de leito fluidizado, com ênfase na adaptação do inóculo para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em reatores estáticos de bancada. Primeiramente, foi realizada a inoculação de 3 reatores estáticos de bancada, com aplicação de diferentes condições, como carga orgânica volumétrica (COV), fonte de lixiviado e fonte do inóculo, durante um período de aproximadamente 500 dias. Dois lodos anaeróbios diferentes foram utilizados como inóculo dos reatores estáticos, um deles coletado na entrada e outro na saída da lagoa facultativa de tratamento do aterro sanitário de Curitiba. A estabilidade dos reatores foi avaliada pelas relações de alcalinidade total/acidez volátil total (AT/AVT), alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP) e redução da concentração de matéria orgânica afluyente, na forma de DQO. Os valores médios para essas relações, durante a inoculação do reator estático 1 (RE1), foram 7,0, 0,22 e 64%, respectivamente, o que indica estabilidade do meio no reator. A avaliação da biomassa foi realizada pela análise da concentração de sólidos voláteis totais e pela determinação da atividade metanogênica específica (AME), com valores finais nessa etapa, para o RE1, de 10.080 mg/L e 1,09 g DQO/g SVT.d, respectivamente. Uma fase de bioestimulação foi realizada como etapa final do processo de inoculação, com adição de micronutrientes ao lixiviado no RE1, e com a adição de micronutrientes e vitaminas ao RE3. Para o RE1, foi observado aumento do valor da AME para 1,20 g DQO/SVT.d, no 14º dia de operação, e a redução para 0,98 g DQO/gSVT.d no 43º dia. Para o mesmo período, foi observado no RE3 uma redução do valor da AME, de 0,21 para 0,04 g DQO/SVT.d. Por fim, foram realizados testes hidráulicos no reator de leito fluidizado, com volume útil de 6 L e diâmetro interno de 12,5 cm, para a determinação das condições ideais de fluidização. Foram avaliadas 3 granulometrias diferentes de material suporte (areia), com diâmetros médios geométricos de 357 μm , 505 μm e 714 μm , e diferentes porcentagens de expansão do leito, em função da velocidade mínima de fluidização. A melhor condição de fluidização, com a menor formação de caminhos preferências, foi observada para a granulometria de 357 μm , com o preenchimento do reator com 20% do seu volume útil, aproximadamente.

Palavras-chave: Bioestimulação. Inoculação. Start-up. Lixiviado. Leito fluidizado.

ABSTRACT

This study evaluated the start-up characteristics of a fluidized bed reactor to be utilized in the treatment of landfill leachate, as well as the adaptation of inoculum in bench scale anaerobic reactors. Firstly, for a period up to 500 days, three bench scale reactors were inoculated with anaerobic sludge, under different conditions of organic load, leachate and inoculum sources. Anaerobic sludge from two different sources, the inlet and the outlet of an anaerobic pond, located at Curitiba's Sanitary Landfill, were collected to inoculate the static reactors. Parameters such as the ratios total alkalinity/total volatile acidity (AT/AVT) and intermediate alkalinity/partial alkalinity (AI/AP), as well as organic matter influent and effluent concentrations (DQO) were used to evaluate the performance of the reactors and the adaption of inocula. The mean values for these parameters were 7,0, 0,22 e 64%, respectively, for static reactor 1 (RE1). These values allow to assume that the medium is stable. Biomass evaluation was carried out by the analysis of total volatile solid concentration e also by the determination of specific methanogen activity (AME). Values for this stage for RE1 were 10.080 mg/L e 1,09 g DQO/g SVT.d, respectively. A phase of biostimulation was carried out as a final stage of the inoculation process. RE1 received a solution of micronutrients whereas RE3 received a solution of micronutrients and vitamins added to the influent leachate. It was observed that RE1 presented a slight increase in the AME value, to 1,20 g DQO/SVT.d, observed in the 14th day of operation, and a reduction to 0,98 g DQO/g SVT.d, in the 43rd day. For the same period it was observed a reduction of the AME value, from 0,21 g DQO/SVT.d to 0,04 g DQO/SVT.d. Finally, in order to determine the best operational condition of the fluidized bed reactor, with a volume of 6L and an internal diameter of 12.5 cm, hydraulic tests were carried out. In order to ensure correct operational conditions for the fluidization of the solid medium (sand) to be used as particles, which will provide means for the biofilm to grow and form the bioparticle, three mean geometric diameters were tested, 357 μm ; 505 μm ; 714 μm , as well as different expansion percentages. For these tests minimum fluidized velocity was applied. The best condition was observed for the mean geometric diameter of 357 μm , with sand filled in a percentage of 20% of the usable volume.

Key-words: Fluidized bed; Biostimulation; Inoculation ; start-up: landfill leachate.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - ETAPAS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NAS CÉLULAS DO ATERRO SANITÁRIO.....	19
FIGURA 2 - DIGESTÃO ANAERÓBIA	23
FIGURA 3 - MÉTODO VOLUMÉTRICO PARA O TESTE AME	28
FIGURA 4 - EXEMPLO DA ANÁLISE MEV NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO	30
FIGURA 5 - ETAPAS DE FLUIDIZAÇÃO COM VARIAÇÃO DA VAZÃO EM REATOR DE LEITO FLUIDIZADO.....	33
FIGURA 6 - PERDA DE CARGA COM VARIAÇÃO DA VAZÃO EM REATOR DE LEITO FLUIDIZADO.....	34
FIGURA 7 - REPRESENTAÇÃO DA SEÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO DE UM REATOR DE LEITO FLUIDIZADO.....	38
FIGURA 8 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO SISTEMA DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO	45
FIGURA 9 - SISTEMA DE CALIBRAÇÃO DO VENTURI.....	47
FIGURA 10 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO REATOR ESTÁTICO DE BANCADA.....	52
FIGURA 11 - SISTEMA PARA A DETERMINAÇÃO DA AME	56
FIGURA 12 - MATERIAIS UTILIZADOS PARA DISTRIBUIÇÃO DO FLUXO	59
FIGURA 13 - MONITORAMENTO RE1: a) CRITÉRIOS DE ESTABILIDADE DO REATOR; b) CONCENTRAÇÕES DE ALCALINIDADE E ACIDEZ VOLÁTIL; c) CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS FIXOS E VOLÁTEIS DURANTE INOCULAÇÃO.....	62
FIGURA 14 - MONITORAMENTO RE2: a) CRITÉRIOS DE ESTABILIDADE DO REATOR; b) CONCENTRAÇÕES DE ALCALINIDADE E ACIDEZ VOLÁTIL; c) CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS FIXOS E VOLÁTEIS DURANTE INOCULAÇÃO.....	66
FIGURA 15 - MONITORAMENTO RE3: a) CRITÉRIOS DE ESTABILIDADE DO REATOR; b) CONCENTRAÇÕES DE ALCALINIDADE E ACIDEZ VOLÁTIL; c) CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS FIXOS E VOLÁTEIS DURANTE INOCULAÇÃO.....	68
FIGURA 16 – MONITORAMENTO DA PRODUÇÃO DE METANO ACUMULADO PELO TEMPO PARA O RE1.....	72

FIGURA 17 - ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA PARA O LA1.....	72
FIGURA 18 - ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA PARA LA2	74
FIGURA 19 - ANÁLISE DE SÓLIDOS VOLÁTEIS TOTAIS; A) CONCENTRAÇÃO DE SVT; B) RELAÇÃO SVT/ST	76
FIGURA 20 - MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA PARA A AREIA DE 357 μm	78
FIGURA 21 - ANÁLISE EDS PARA O LODO DO RE1 NO INÍCIO DA BIOESTIMULAÇÃO	79
FIGURA 22 - ANÁLISE EDS PARA O LODO DO RE3 NO INÍCIO DA BIOESTIMULAÇÃO	80
FIGURA 23 - CURVA DE CALIBRAÇÃO DO VENTURI	82
FIGURA 24 - FLUIDIZAÇÃO DO LEITO PARA A AREIA ($\phi = 357 \mu\text{m}$) COM 4 DIFERENTES ENSAIOS.....	84
FIGURA 25 - FLUIDIZAÇÃO DO LEITO PARA A AREIA ($\phi = 505 \mu\text{m}$) COM 3 DIFERENTES ENSAIOS.....	85
FIGURA 26 - FLUIDIZAÇÃO DO LEITO PARA A AREIA ($\phi = 714 \mu\text{m}$) COM 2 DIFERENTES ENSAIOS.....	86
FIGURA 27 - FLUIDIZAÇÃO DO LEITO PARA A AREIA ($\phi = 357 \mu\text{m}$) COM SEGUNDO DISTRIBUIDOR.....	87

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO EM FUNÇÃO DO TEMPO DE OPERAÇÃO DO ATERRO SANITÁRIO	17
TABELA 2 - MÉTODOS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO	20
TABELA 3 - VANTAGENS E DESVANTAGENS DO PROCESSO ANAERÓBIO	21
TABELA 4 – COMPARAÇÃO ENTRE OS PROCESSOS AERÓBIO E ANAERÓBIO	22
TABELA 5 - CONCENTRAÇÕES ESTIMULANTES E INIBIDORAS PARA O CRESCIMENTO DOS MICRORGANISMOS ANAERÓBIOS	27
TABELA 6 - COMPOSIÇÃO DA SOLUÇÃO DE MACRO-NUTRIENTES	29
TABELA 7 - COMPOSIÇÃO DA SOLUÇÃO DE MICRO-NUTRIENTES	29
TABELA 8 - SISTEMAS CONVENCIONAIS E DE ALTA TAXA DE TRATAMENTO ANAERÓBIO	30
TABELA 9 - CORRELAÇÕES PARA OS PARÂMETROS C_d E n PARA BIOFILMES COM SUPORTE INERTE	36
TABELA 10 - DIFERENTES MATERIAS SUPORTES E SUAS CARACTERÍSTICAS	40
TABELA 11 - COMPOSIÇÃO DE UMA SOLUÇÃO UTILIZADA PARA BIOESTIMULAÇÃO	44
TABELA 12 - CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO PARA CALIBRAÇÃO DO VENTURI	47
TABELA 13 – CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA AREIAS DE 357,505 E 714 μm	49
TABELA 14 - CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS PROVENIENTES DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA E DE GUARATUBA	50
TABELA 15 - MÉTODOS UTILIZADOS PARA A ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	50
TABELA 16 – CONJUNTO DE SÓLIDOS DO LODO DA ENTRADA E DA SAÍDA DA LAGOA FACULTATIVA DO ATERRO DE CURITIBA	52
TABELA 17 - CARACTERÍSTICAS INICIAIS DOS REATORES ESTÁTICOS DE BANCADA	54
TABELA 18 - COMPOSIÇÃO DA SOLUÇÃO MINERAL DE WOLFE ADAPTADA	54
TABELA 19 - SOLUÇÃO DE VITAMINAS	55
TABELA 20 - SOLUÇÃO DE ÁCIDO GRAXOS VOLÁTEIS	56

TABELA 21 - PARÂMETROS PARA A REALIZAÇÃO DO TESTE AME NO RE1 E RE3	58
TABELA 22 - PARÂMETROS PARA O CÁLCULO DA VELOCIDADE MÍNIMA DE FLUIDIZAÇÃO.....	60
TABELA 23 - SINTESE DOS RESULTADOS DE INOCULAÇÃO DOS REATORES ESTÁTICOS.....	70
TABELA 24 - CONJUNTO DE SÓLIDOS FIXOS E VOLÁTEIS TOTAIS NA ETAPA DE BIOESTIMULAÇÃO	75
TABELA 25 – SÍNTESE DOS RESULTADOS DO TESTE AME ANTES E DEPOIS DA BIOESTIMULAÇÃO	77
TABELA 26 - VAZÃO MÉDIA E DIFERENÇA DE PRESSÃO NA CALIBRAÇÃO DO VENTURI.....	81
TABELA 27 - VAZÃO MÉDIA E ESTIMADA DO TUBO VENTURI	82
TABELA 28 - VARIÁVEIS DO TESTE HIDRÁULICO COM AREIA ($\phi=357\ \mu\text{m}$)	83
TABELA 29 - VARIÁVEIS DO TESTE HIDRÁULICO COM AREIA ($\phi=505\ \mu\text{m}$)	84
TABELA 30 - VARIÁVEIS DO TESTE HIDRÁULICO COM AREIA ($\phi=714\ \mu\text{m}$)	86
TABELA 31 - VARIÁVEIS DO TESTE HIDRÁULICO COM AREIA ($\phi=357\ \mu\text{m}$) E 2º DISTRIBUIDOR.....	87
TABELA 32 - VELOCIDADE MÍNIMA DE FLUIDIZAÇÃO TEÓRICA PARA AS AREIAS COM DIÂMETROS DE 357 μm , 505 μm E 714 μm	88

LISTA DE SIGLAS E ABREVIações

AF – Ácidos fúlvicos
AGV – Ácidos graxos voláteis
AVT – Acidez volátil total
AH – Ácidos húmicos
AI – Alcalinidade intermediária
AP – Alcalinidade parcial
AT- Alcalinidade total
C₁, C₂ – Constantes da equação de Ergun
C_D – Coeficiente de arraste
COV – Carga orgânica volumétrica (kg DQO/m³ d)
d_p – diâmetro do material suporte
D₀ – Diâmetro interno da parte inferior do leito
D₁ – Diâmetro interno da parte superior leito
D_i – Diâmetro interno inferior do reator cônico
D_s – Diâmetro interno superior do reator cônico
h – Altura do reator cônico
h_l – Altura do leito
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
DQO – Demanda química de oxigênio
EDS – Energy dispersive x-ray spectroscopy, ou, espectroscopia de energia dispersiva de raio X
L1- Lixiviado coletado no aterro sanitário de Curitiba
L1 +FC – Lixiviado coletado no aterro sanitário de Curitiba com adição de uma fonte de carbono
L2m - lixiviado coletado na entrada da lagoa de tratamento do Aterro de Guaratuba
L2n- lixiviado coletado na saída da nova célula do aterro de Guaratuba
LA1 – Lodo anaeróbio da porção de entrada da lagoa de tratamento de lixiviado
LA2 – Lodo anaeróbio da porção de saída da lagoa de tratamento de lixiviado
MEV – Microscopia eletrônica de varredura
NTK – Nitrogênio total Kjeldahl
RBLFa – Reator anaeróbio de leito fluidizado
Re – Número de Reynolds

RE1- Reator estático de bancada 1

RE2 – Reator estático de bancada 2

RE3 – Reator estático de bancada 3

SST – Sólidos suspensos totais

ST – Sólidos totais

SFT – Sólidos fixos totais

SVT – Sólidos voláteis totais

SST – Sólidos suspensos totais

u_i - Extrapolação da velocidade para quando $\varepsilon = 0$

u_{mf} – Velocidade mínima de fluidização

u_{mpf} – Velocidade mínima de fluidização parcial

u_{mff} – Velocidade mínima de fluidização total

u_s – Velocidade superficial do fluido

u_t – Velocidade de sedimentação

Letras gregas

ε - Porosidade

ρ_f – Massa específica do fluído

ρ_L – Massa específica do leito

ρ_s – Massa específica do sólido

μ - Viscosidade do fluído (Pa.s)

\varnothing_s – Esfericidade da partícula

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVOS	16
2	REVISÃO DA LITERATURA	17
2.1	O LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	17
2.1.1	Etapas da geração de lixiviado em aterros sanitários	18
2.1.2	Alternativas de tratamento do lixiviado	19
2.2	O PROCESSO ANAERÓBIO	21
2.2.1	Fundamentos da digestão anaeróbia	22
2.2.2	Requisitos ambientais e inibidores do processo anaeróbio em sistemas de tratamento	25
2.2.3	Métodos para avaliação da biomassa	28
2.2.4	Sistemas anaeróbios de tratamento	30
2.3	FLUIDIZAÇÃO	31
2.3.1	Etapas da fluidização	32
2.3.2	Velocidade mínima de fluidização	34
2.3.3	Velocidade mínima de fluidização (com biofilme)	36
2.3.4	Zona de distribuição de fluxo	37
2.4	MATERIAL SUPORTE	38
2.5	REATOR BIOLÓGICO DE LEITO FLUIDIZADO	41
2.5.1	Carga orgânica volumétrica	41
2.5.2	Inoculação do reator	42
2.5.3	Bioestimulação	43
3	MATERIAL E MÉTODOS	45
3.1	CONCEPÇÃO DO EQUIPAMENTO	45
3.1.1	Reator/Decantador	45
3.1.2	Distribuidor de fluxo	46

3.1.3	Medição da vazão (tubo Venturi)	46
3.1.4	Decantador secundário.....	48
3.2	MATERIAL SUPORTE	48
3.3	SUBSTRATO.....	49
3.4	INOCULAÇÃO DOS REATORES ESTÁTICOS DE BANCADA	51
3.5	BIOESTIMULAÇÃO	54
3.6	ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA - AME.....	55
3.7	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e eds	58
3.8	DETERMINAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DO RBLFa ..	59
3.8.1	Determinação da velocidade mínima de fluidização teórica	60
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
4.1	INOCULAÇÃO E OPERAÇÃO DOS REATORES ESTÁTICOS DE BANCADA.	61
4.1.1	Adaptação do inóculo no RE1	61
4.1.2	Adaptação do inóculo no RE2	64
4.1.3	Adaptação do inóculo no RE3	67
4.1.4	Resultados gerais da adaptação do inóculo nos reatores estáticos	69
4.2	ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA	71
4.2.1	Lodo anaeróbio LA1	71
4.2.2	Lodo anaeróbio LA2	73
4.3	BIOESTIMULAÇÃO	74
4.4	MEV DA AREIA E EDS PARA O LA1 E LA3.....	78
4.5	CALIBRAÇÃO DO VENTURI	80
4.6	TESTES HIDRÁULICOS DO REATOR DE LEITO FLUIDIZADO	83
4.6.1	Velocidade mínima de fluidização teórica e prática	88
4.6.2	Avaliação do decantador secundário.....	89
5	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	90

6	REFERÊNCIAS	92
	APÊNDICE	97
	ANEXO.....	103

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, cerca de 58% dos resíduos sólidos urbanos gerados (em massa) são depositados em aterros sanitários e, aproximadamente, 39% são dispostos em aterros controlados e vazadouros a céu aberto (ABRELPE, 2014). A prática de disposição por aterramento produz o lixiviado, líquido escuro, de odor desagradável, resultante da decomposição anaeróbia da matéria orgânica presente na massa de resíduos. Esse líquido possui alta concentração de matéria orgânica e possível presença de compostos tóxicos.

Se descartado no solo, de forma inadequada, esse efluente pode ocasionar graves danos ao meio ambiente e à saúde pública. Podendo, ainda, atingir e contaminar as águas superficiais e subsuperficiais.

Em razão do exposto, é necessária a realização do tratamento do lixiviado antes de sua disposição final.

As formas mais comumente utilizadas para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário são os processos biológicos e os físico-químicos. Embora os processos físico-químicos apresentem vantagens, estão relacionados a elevados custos operacionais e consumo de energia. Na maioria das vezes estes processos são utilizados como coadjuvantes aos processos biológicos, tanto como pré quanto pós-tratamento, muitas vezes associados à remoção de cor ou de substâncias recalcitrantes.

Entre os processos biológicos, o tratamento anaeróbio é indicado para águas residuárias com elevado teor de matéria orgânica, apresentando como vantagens, em termos de sustentabilidade ambiental, a produção de biogás, que pode ser utilizado como fonte de energia alternativa, e menor produção de lodo, quando comparado aos sistemas aeróbios. As desvantagens do processo anaeróbio estão associadas à sensibilidade dos microrganismos envolvidos na etapa metanogênica, ao elevado tempo de retenção celular e a demora na partida dos reatores. Entretanto, essas duas primeiras características foram aprimoradas com o desenvolvimento dos reatores de alta taxa. Como consequência, a eficiência de remoção da matéria orgânica biodegradável associada à redução do tempo de retenção hidráulico, torna-se uma das principais características do processo, o que resulta, também, na redução do volume necessário para o reator. Em relação a demora na partida dos reatores

anaeróbios, o tempo pode ser reduzido com a aclimação do inóculo antes de sua transferência para o reator.

Um exemplo de reator de alta taxa é o de leito fluidizado. A fluidização é uma operação unitária e, no início da década de 1970, foram apresentados os primeiros resultados associados ao tratamento biológico de águas residuárias. Entretanto, no Brasil, o reator biológico de leito fluidizado é uma alternativa pouco estudada, assim como existe deficiência em relação à disponibilidade de informações referentes às etapas de inoculação e partida do reator.

Portanto, considerando as vantagens do tratamento de alta taxa, assim como a possibilidade de aprofundar a pesquisa relativa à fluidização aplicada ao tratamento de águas residuárias, a proposta deste trabalho foi avaliar as condições ideais para a partida (*start-up*) de um reator biológico anaeróbio de leito fluidizado (RBLFa) para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário.

1.1 OBJETIVOS

O objetivo geral desta pesquisa é avaliar a adaptação do inóculo ao lixiviado de aterro sanitário visando o futuro tratamento anaeróbio em reator de leito fluidizado.

Para atingir o objetivo principal da pesquisa, os seguintes objetivos específicos foram definidos:

- avaliar o desenvolvimento do inóculo, lodo coletado na porção de entrada e saída da lagoa facultativa do aterro sanitário de Curitiba, em reatores anaeróbios estáticos de bancada;
- avaliar o impacto de uma etapa de bioestimulação sobre o crescimento dos microrganismos presentes em reatores anaeróbios estáticos de bancada;
- determinar as condições ideais de projeto e de *start-up* do reator anaeróbio de leito fluidizado.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 O LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

No Brasil, o aterro sanitário é a forma mais comumente utilizada para a disposição de resíduos sólidos domiciliares. O resultado da degradação da matéria orgânica associada à percolação e infiltração da precipitação pluviométrica sobre a área das células de disposição dos resíduos gera o lixiviado.

A composição do lixiviado é associada ao volume de água pluvial que se infiltra nas células de resíduo do aterro sanitário e está diretamente relacionada aos fatores climáticos, hidrogeológicos, pelas características da camada de cobertura, características do resíduo e pelo método de impermeabilização de cada aterro (Lange e Amaral 2009). Segundo Kjeldsen e colaboradores (2002), a composição do lixiviado pode ser dividida em quatro grupos:

- matéria orgânica dissolvida: quantificada como DBO, DQO, COT;
- macro componentes inorgânicos: cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), potássio (K^+), íon amônio (NH_4^+), ferro (Fe^{2+}), manganês (Mn^{2+}), cloro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e íon bicarbonato (HCO_3^-);
- metais pesados: cádmio (Cd^{2+}), cromo (Cr^{3+}), cobre (Cu^{2+}), chumbo (Pb^{2+}), níquel (Ni^{2+}) e zinco (Zn^{2+});
- compostos orgânicos xenobióticos: originários da indústria química e presentes em baixas concentrações, representados pelos hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, alifáticos clorados, pesticidas, fármacos, domissanitários, entre outros.

Apesar das diferentes fases de decomposição, o lixiviado pode ser caracterizado em função do tempo de operação/encerramento do aterro sanitário, conforme apresentado na Tabela 1 (RENOU et al., 2008).

TABELA 1 - CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO EM FUNÇÃO DO TEMPO DE OPERAÇÃO DO ATERRO SANITÁRIO

	Recente	Intermediário	Velho
Idade (anos)	<5	5-10	>10
pH	6,5	6,5-7,5	>7,5
DQO (mg/L)	>10000	4000-10000	<4000
DQO/DBO	<3,3	3,3-10	>10
Compostos orgânicos	80% AGV	5-30% AGV + AH +AF	AH+AF
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

FONTE: Modificado de Renou et al (2008)

2.1.1 Etapas da geração de lixiviado em aterros sanitários

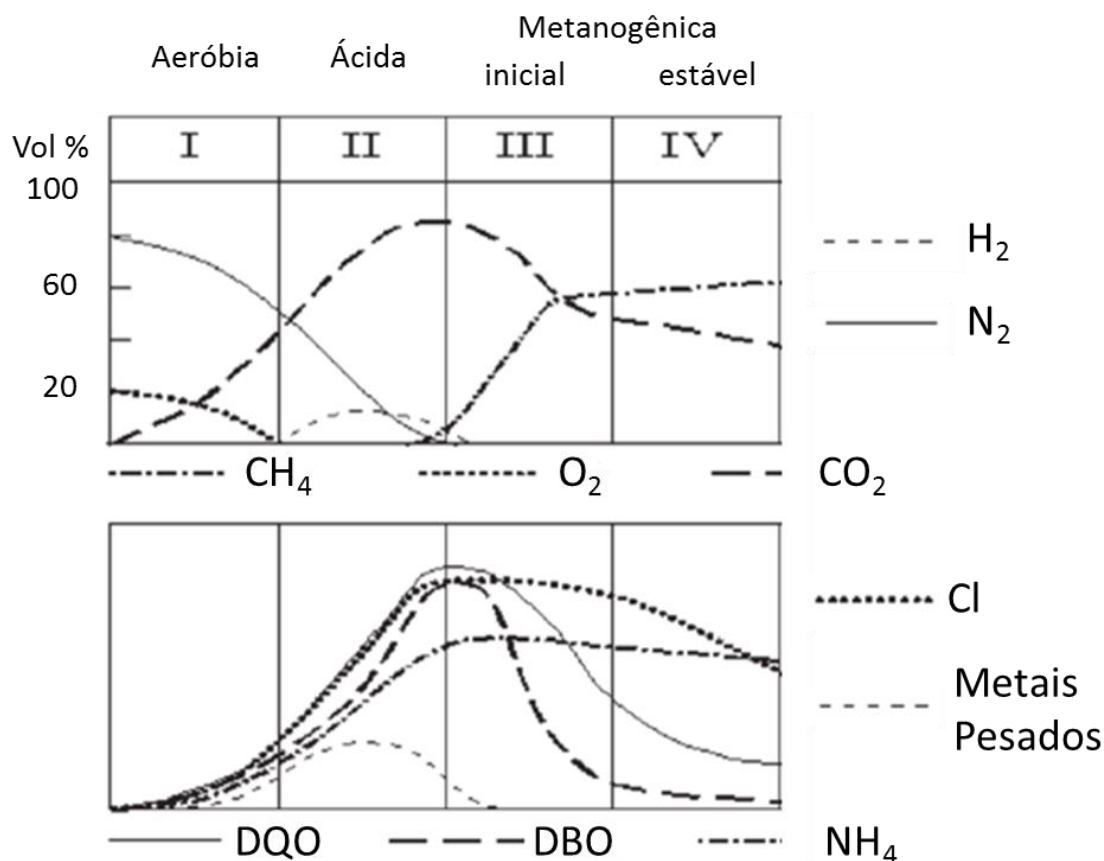
Quando os resíduos sólidos domiciliares são dispostos em aterros sanitários, a decomposição da matéria orgânica constituinte ocorre por meio de uma série de reações químicas e bioquímicas. Entretanto, no aterro, cada célula de resíduos pode estar em diferentes estágios de estabilização da matéria orgânica.

De acordo com Kjeldsen e colaboradores (2002), nas células dos aterros sanitários, em geral, ocorrem, as seguintes etapas:

- *aeróbia inicial*: durante esta fase o oxigênio contido nos interstícios dos rejeitos é rapidamente consumido, resultando em produção de CO_2 . A maior parte do lixiviado produzido nesta etapa é resultado da liberação de umidade pelo processo de compactação da célula. Com a cobertura dos resíduos, o oxigênio é esgotado, tornando o meio anaeróbio. Esta etapa dura somente alguns dias;
- *anaeróbia ácida*: nesta etapa, o pH da célula é reduzido, assim como o lixiviado apresenta a menor relação DQO/DBO, com valores entre 1,43 e 2,5 (ROBINSON, 1995). Com a decomposição das proteínas, acontece a produção de nitrogênio amoniacal. No processo de digestão anaeróbia não ocorre degradação dessa substância, e dessa forma sua concentração aumenta ou se mantém constante nas próximas etapas da decomposição do lixiviado no aterro;
- *metanogênica inicial*: nesta etapa, acontece a produção de CH_4 e CO_2 pela degradação de parte do lixiviado formado. Esta etapa inicial pode ser identificada quando quantidades mensuráveis de CH_4 são detectadas. Ainda, é nesta fase que se observa a redução das quantidades de matéria orgânica no sistema, o que implica no aumento do valor da relação DQO/DBO;
- *metanogênica estável*: esta etapa inicia quando a produção de CH_4 atinge o seu máximo, entretanto, é limitada pelas condições das etapas anteriores, e decai à medida que a concentração dos ácidos carboxílicos de cadeia curta diminuem. Nesta etapa ainda existe matéria orgânica, entretanto com características de recalcitrância, representada pelos ácidos húmicos e fúlvicos. A razão DQO/DBO nesta etapa é superior a 10, pois os ácidos carboxílicos são consumidos logo após a sua produção, o que implica no fim da possibilidade de tratamento anaeróbio desse lixiviado gerado.

Na Figura 1 são apresentadas as etapas de degradação da matéria orgânica nas células de aterros sanitários em função do tempo de disposição.

FIGURA 1 - ETAPAS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NAS CÉLULAS DO ATERRO SANITÁRIO



FONTE: Modificado de Kjeldsen et al. (2002)

2.1.2 Alternativas de tratamento do lixiviado

Para a escolha do tratamento adequado para o lixiviado de aterro sanitário deve-se, primeiramente, conhecer os valores máximos permitidos para o lançamento em função da classe do corpo receptor.

Na Tabela 2 são apresentados os principais métodos utilizados e as respectivas eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal.

O tratamento do lixiviado, combinado ao esgoto doméstico, possuía grande aplicação, em função da praticidade dessa operação. Porém, em função da presença de compostos de baixa biodegradabilidade e de metais pesados, que podem reduzir a eficiência do tratamento da matéria orgânica, essa prática é cada vez menos aplicada (CEÇEN, 2004). O tratamento com lagoa apresenta bom rendimento de remoção de matéria orgânica, acima de 90% de remoção de DQO para lixiviados

jovens, além de uma solução prática para remoção de patogênicos. Porém necessita de uma grande área para sua construção, e a falta de controle de temperatura pode interferir na atividade microbiana (ZALLOUM e ABBOT, 1997).

Os métodos físico-químicos são utilizados geralmente como uma forma de pré-tratamento, para remoção de altas concentrações de nitrogênio amoniacal, para purificação final, para remoção de compostos recalcitrantes, ou para o tratamento de um poluente específico. Dias e colaboradores (2015) estudaram a aplicação da adsorção para remoção do nitrogênio amoniacal do lixiviado de aterro sanitário, utilizando a vermiculita, um mineral de argila, como adsorvente. Uma remoção máxima de 84% do nitrogênio amoniacal foi observada, o que indica uma boa forma de pré-tratamento do lixiviado.

TABELA 2 - MÉTODOS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO

Processo	Qualidade do lixiviado			Remoção média (%)					Resíduo
	Novo	Médio	Velho	DBO	DQO	NTK	SST	Turbidez	
Transferência do lixiviado.									
Combinado com esgoto	Boa	Razoável	Baixa	Dependente da planta de tratamento					Excesso de biomassa
Reciclo (Circulação)	Boa	Razoável	Baixa	>90	60-80	-	-	-	-
Lagoa aerada	Boa	Razoável	Baixa	80	40-95	>80	30-40	30-40	Lodo
Físico – químico									
Coagulação/floculação	Baixa	Razoável	Razoável	-	40-60	<30	>80	>80	Lodo
Precipitação química	Baixa	Razoável	Baixa	-	<30	<30	30-40	>80	Lodo
Adsorção	Baixa	Razoável	Boa	>80	70-90	-	-	50-70	-
Oxidação	Baixa	Razoável	Razoável	-	30-90	-	-	>80	Ozônio
Stripping da amônia	Baixa	Razoável	Razoável	-	<30	>80	-	30-40	Mistura ar amônia
Filtração por membrana									
Ultrafiltração	Razoável	-	-	-	50	60-80	>99	>99	Concentrado
Nanofiltração	Boa	Boa	Boa	80	60-80	60-80	>99	>99	Concentrado
Osmose reversa	Boa	Boa	Boa	>90	>90	>90	>99	>99	Concentrado
Biológico									
Aeróbio	Boa	Razoável	Baixa	>80	60-90	>80	60-80	-	Excesso de biomassa
Anaeróbio	Boa	Razoável	Baixa	>80	60-80	>80	60-80	-	Biomassa
Bioreator aeróbio por membrana	Boa	Razoável	Razoável	>80	>85	>80	>99	40-60	Excesso de biomassa

FONTE: Modificado de Renou et al (2008)

Os processos de filtração por membrana são recentes. São efetivos na eliminação de coloides e da matéria orgânica suspensa e tem grande aplicação atual com sua combinação a bioreatores. Pirbazari e colaboradores (1996) avaliaram a eficiência de um bioreator em conjunto com ultrafiltração e adsorção, e observaram uma remoção de 95% do carbono orgânico total.

De acordo com Renou e colaboradores (2008), em função da simplicidade e de uma adequada relação custo/benefício, o processo biológico é o mais utilizado para o tratamento de lixiviado jovem, com baixas relações DQO/DBO. Nessa pesquisa, uma maior atenção será dada para esse processo biológico, especificamente o processo anaeróbio, detalhado na próxima seção.

2.2 O PROCESSO ANAERÓBIO

O processo anaeróbio tem sido utilizado como uma alternativa sustentável para o tratamento de águas residuárias, em função da produção do biogás, fonte alternativa de energia renovável. A baixa produção de lodo e o potencial uso do biogás produzido como fonte de energia são os principais atrativos do processo.

Na Tabela 3 são apresentadas as vantagens e as desvantagens do processo anaeróbio para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Em função das suas limitações com a idade do lixiviado, que se torna recalcitrante, ou pela necessidade da remoção de uma substância específica, tem sido aplicado em combinação com outros processos. Turan e colaboradores (2005) trataram lixiviado de aterro sanitário em uma combinação de um leito fluidizado anaeróbio e de uma coluna de adsorção com zeólita. Obtiveram resultados satisfatórios para remoção da DQO e nitrogênio amoniacal, com 75% e 90%, respectivamente, o que indica que a combinação de ambos esses processos é um bom mecanismo para tratamento do lixiviado.

TABELA 3 - VANTAGENS E DESVANTAGENS DO PROCESSO ANAERÓBIO

Vantagens	Desvantagens
Alta eficiência de remoção de matéria orgânica de substratos concentrados	Elevada concentração de nitrogênio amoniacal no efluente
Necessidade de baixa concentração de fósforo para crescimento dos microrganismos anaeróbios	Metais pesados podem dificultar a digestão
Baixa produção de lodo excedente	Toxicidade do nitrogênio amoniacal
Baixo requisito de energia	Suscetível a mudanças de temperatura e pH
Produção de biogás	

FONTE: Wiszniowski et al. (2006)

Na Tabela 4 é apresentada a comparação entre os processos anaeróbios e aeróbios.

TABELA 4 – COMPARAÇÃO ENTRE OS PROCESSOS AERÓBIO E ANAERÓBIO

Característica	Anaeróbio	Aeróbio
Eficiência de remoção de DQO	Alta	Alta
Carga orgânica	Alta	Moderada
Produção de lodo	Baixa	Alta
Necessidade de nutrientes	Baixa	Alta
Necessidade de manutenção da alcalinidade	Alta para certos despejos	Baixa
Necessidade de energia	Baixa a moderada	Alta
Sensibilidade à temperatura	Alta	Baixa
Tempo de partida	2-4 meses	2-4 semanas
Problemas com odor	Potencial	Desprezível
Bioenergia e recuperação de nutrientes	Sim	Não

FONTE: Modificado de Chen et al (2008)

A seguir serão abordados os fundamentos da digestão anaeróbia.

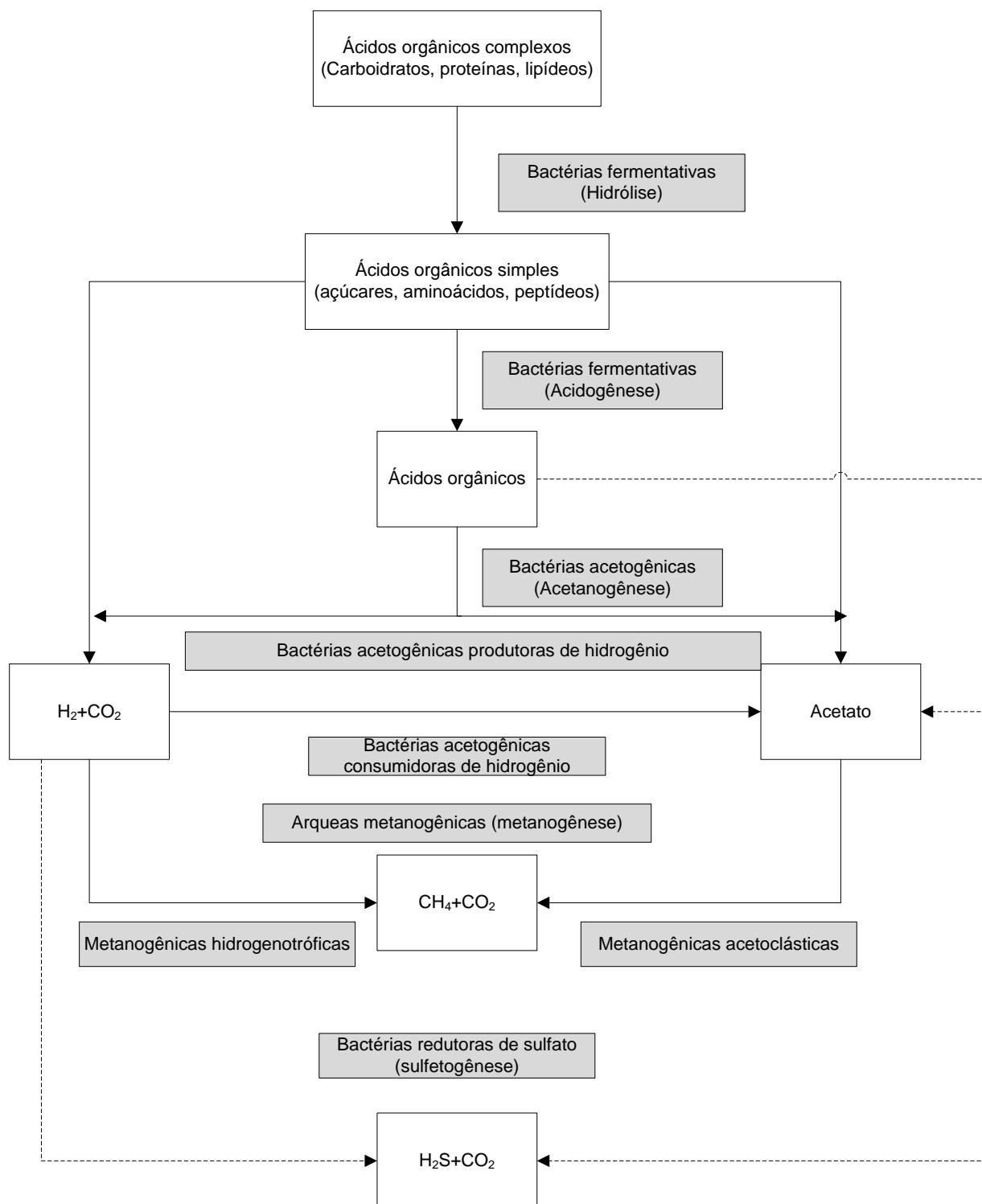
2.2.1 Fundamentos da digestão anaeróbia

Na digestão anaeróbia, a matéria orgânica é completamente degradada a metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) por diversos grupos de microrganismos, conforme apresentado na Figura 2. As etapas da digestão anaeróbia podem ser caracterizadas, conforme definidas primeiramente por McCarty (1964) e complementada por diversos estudos futuros, em:

Hidrólise: na primeira etapa, as bactérias hidrolíticas quebram as moléculas complexas como proteínas, carboidratos e lipídeos, visto que os microrganismos não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada. Os produtos dessa hidrólise são ácidos orgânicos mais simples e solúveis, que podem ser absorvidos através das paredes celulares e membranas das bactérias.

A taxa do processo de hidrólise depende de parâmetros como tamanho da partícula, pH, composição do substrato, entre outros. Os microrganismos envolvidos nessa etapa são, principalmente, do gênero *Streptococcus* e *Enterobacter* (BRYANT,1979).

FIGURA 2 - DIGESTÃO ANAERÓBIA



FONTE: Modificado de McInerney e Braynt (1981)

Acidogênese: Os produtos solúveis da etapa de hidrólise são fermentados a H₂, acetato, CO₂ e ácidos orgânicos de cadeia curta, também denominados ácidos graxos voláteis (AGV), como o ácido acético, o fórmico, propiônico e o butírico, através do metabolismo fermentativo. Essa fermentação pode acontecer por duas rotas: a

transformação direta dos ácidos orgânicos simples para CO_2 , H_2 e acetato; ou a transformação dos ácidos orgânicos simples a acetato (acetogênese), compostos que não são assimilados pelas arqueas metanogênicas, que são os microrganismos da etapa final da digestão anaeróbia.

Em relação ao ponto de vista cinético, as bactérias fermentativas acidogênicas apresentam taxa de crescimento muito maior, se comparada com outros organismos do consórcio microbiano (MCINERNEY, 1999).

Em reatores anaeróbios, no tratamento de águas residuárias, observa-se, principalmente, os seguintes gêneros de bactérias acidogênicas: *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Bacillus*, *Micrococcus*, entre outras (CHERNICHARO, 2007).

Acetogênese: nesta etapa ocorre a conversão dos AGV a, principalmente, acetato, CO_2 e H_2 , por bactérias produtoras e redutoras de hidrogênio. Nessa etapa, os gêneros de bactérias envolvidos são *Syntrophobacter* e *Syntrophomonas* (MCINERNEY, 1999).

A produção de hidrogênio resulta em efeitos tóxicos para os microrganismos acetogênicos, como a redução de pH do meio. Dessa forma, é necessária uma relação sintrófica (simbiose) entre esses microrganismos acetogênicos e os metanogênicos, para que a digestão anaeróbia prossiga (SCHINK, 1997). Por esse motivo, os microrganismos dessa etapa são conhecidos como bactérias sintróficas acetogênicas.

Metanogênese: etapa final da conversão de compostos orgânicos a CH_4 e CO_2 , realizada por microrganismos denominados Arqueas metanogênicas. São separados em dois grupos estritamente anaeróbios: as hidrogenotróficas, que utilizam o H_2 , e alguns casos o formato (COOH^-), produzido para reduzir CO_2 a CH_4 , e as acetoclásticas, que metabolizam acetato (CH_3COO^-) a CO_2 e CH_4 .

Os principais gêneros das metanogênicas acetoclásticas são a *Methanosarcina* e a *Methanosaeta*. São responsáveis por cerca de 70% da produção de metano. Para as metanogênicas hidrogênótóricas, os gêneros encontrados em reatores anaeróbios são *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, *Methanobrevibacter*, *Methanoculleus* e *Methanocorpusculum* (BOONE WHITMAN e ROUVIÈRE, 1993).

Em relação à cinética dos processos bioquímicos, os valores da constante de saturação, que indicam a concentração do substrato na qual os microrganismos

estariam a 50% do seu crescimento máximo, sugerem que os microrganismos metanogênicos são facilmente inibidos (CHERNICARO, 2007), o que pode causar acúmulo de compostos das fases anteriores. Dessa maneira, a metanogênese é a etapa limitante da digestão anaeróbia.

Sulfetogênese: em águas residuárias com alto teor de sulfato, a metanogênese não é a etapa reacional final de aceitação de elétrons. Neste caso, a matéria orgânica é oxidada a CO_2 com redução de sulfato (SO_4^{2-}) a sulfito (SO_3^{2-}). Assim como na acetogênese, diversos grupos metabólicos estão envolvidos nesta etapa, com as bactérias redutoras de sulfato existindo em relação de simbiose com os demais microrganismos (MCCINERNEY e BRAYNT, 1981).

2.2.2 Requisitos ambientais e inibidores do processo anaeróbio em sistemas de tratamento

Para que a digestão anaeróbia ocorra com sucesso, é necessário que o sistema alcance certas condições físico químicas. Os principais parâmetros físico-químicos de interesse para o acompanhamento do processo de tratamento anaeróbio estão relacionados à concentração de matéria orgânica influente, ao controle da temperatura, do crescimento e diversidade dos microrganismos, à exigência de nutrientes, à relação alcalinidade total/acidez volátil, à capacidade de geração de biogás e à presença de substâncias tóxicas (MCCINERNEY, 1999).

A temperatura é o fator físico com maior impacto para a seleção das espécies de microrganismos. Ela afeta as constantes de equilíbrio químico e bioquímico e altera valores dos parâmetros de controle como o pH e a condição de tamponamento do sistema. As faixas ótimas de operação estão entre 29 e 38°C, e 49 e 57 °C, para sistemas na faixa mesofílica e termofílica, respectivamente (MCCARTY, 1964). Segundo Boone e colaboradores (1993), apenas poucas arqueas metanogênicas apresentam crescimento ótimo em temperaturas menores do que 30 °C. Deve ser salientado que, para temperaturas menores do que 15°C, a taxa de crescimento das arqueas metanogênicas é severamente afetada (VAN LIER et al, 1997).

Outro fator importante a ser considerado em processos biológicos é o fornecimento de nutrientes. A insuficiência de nitrogênio e de fósforo está associada à limitação do processo para a metabolização da matéria orgânica. Uma estimativa aproximada da quantidade necessária de nutrientes pode ser obtida a partir da

composição e crescimento bacteriano (LETTINGA, 1995). Chernicharo (2007), baseado em resultados apresentados por outros autores, recomenda uma relação de nutrientes de 350:5:1 (C:N:P). Os esgotos domésticos tendem a atender esta exigência, entretanto, para as águas residuárias industriais, normalmente, existe a necessidade da complementação de um dos nutrientes ou, em alguns casos, ambos (MCCARTY, 1964).

Em relação ao pH, para o processo anaeróbio, a condição ótima está na faixa entre 6,8 e 7,2 (BOONE et al.,1993). Águas residuárias com valores de pH menores do que 6,0 podem tornar-se tóxicos às arqueas metanogênicas, pois aumento da concentração de ácidos, valores de pH ótimos para o crescimento das bactérias acidogênicas são limitantes para as metanogênicas (CHERNICHARO, 2007). Apesar da afirmação que uma faixa ótima de pH deva ser considerada para o tratamento anaeróbio de águas residuárias, Braga (1989) e Rocha (2011) obtiveram resultados satisfatórios em relação à redução da concentração da DQO de 95% e 60%, respectivamente. O primeiro, operando um reator anaeróbio de leito fluidizado para o tratamento de efluente de cervejaria e, o outro, um reator anaeróbio sequencial em batelada utilizado para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, ambos com pH acima de 8,5.

Portanto, na operação reatores anaeróbios para o tratamento de águas residuárias, os valores do pH podem ser uma avaliação tardia das condições operacionais do sistema, não podendo ser considerado um parâmetro efetivo de controle de estabilidade, uma vez que sua resposta às variações do processo pode ser lenta. Assim, para acompanhar a capacidade de tamponamento de um reator anaeróbio, e avaliar a sua estabilidade, é utilizada a relação alcalinidade total/acidez volátil. De acordo com Zickefoose e Hayes (1976), valores acima de 2.5 para esta relação indicam um processo anaeróbio favorável para o crescimento dos microrganismos, enquanto valores inferiores indicam maior produção de ácidos graxos no sistema.

Para um processo mais eficiente, é necessário que o despejo esteja livre de materiais nocivos, como por exemplo, o oxigênio, o qual mesmo em quantidades mínimas é prejudicial às arqueas metanogênicas. Um efeito adicional ao oxigênio é a deterioração do lodo granular devido ao crescimento e fixação dos microrganismos filamentosos (LETTINGA,1995). Chen e colaboradores (2008) apresentaram os principais inibidores da digestão anaeróbia. Entre eles podem ser citados:

- o *nitrogênio amoniacal*: de acordo com esses autores, uma ampla faixa de concentração de inibição pelo nitrogênio amoniacal, com valores variando entre 1,7 e 14 g/L, que estão associados à redução de 50% da produção de CH₄. De acordo com Zickfoose e Hayes (1976), concentrações de nitrogênio amoniacal entre 1,5 e 3 g/L, pode ser inibidora para o processo anaeróbio. Para concentrações superiores a 3 g/L, a amônia se torna suficientemente tóxica que causa a instabilidade no reator, independentemente do pH;
- o *sulfeto*: O *sulfato* é constituinte de muitas águas residuárias industriais, e na digestão anaeróbia é reduzido ao sulfeto na etapa de sulfetogênese. A faixa inibidora encontra-se na faixa de 100 a 800 mg/L para o sulfeto dissolvido, e na faixa de 50 a 400 mg/L para o ácido sulfídrico (PARKIN et al., 1990). Zickfoose e Hayes (1976) recomendam uma concentração menor do que 200 mg/L de sulfeto dissolvido para estabilidade do digestor anaeróbio;
- os *metais alcalinos*: os principais íons de metais alcalinos são o sódio, o cálcio, o potássio e o magnésio. Baixas concentrações desses íons estimulam o crescimento da população bacteriana, enquanto uma faixa maior pode ser considerada fortemente inibidora. Na Tabela 5 são apresentadas as faixas de concentração inibidora e estimulante do processo anaeróbio por metais alcalinos.

TABELA 5 - CONCENTRAÇÕES ESTIMULANTES E INIBIDORAS PARA O CRESCIMENTO DOS MICRORGANISMOS ANAERÓBIOS

Cátion	Estimulante (mg/L)	Levemente inibidora (mg/L)	Fortemente inibidora (mg/L)
Sódio	100-200	3500-5500	8000
Potássio	200-400	2500-4500	12000
Cálcio	100-200	2500-4500	8000
Magnésio	75-150	1000-1500	3000

FONTE: Traduzido de Zickfoose e Hayes (1976)

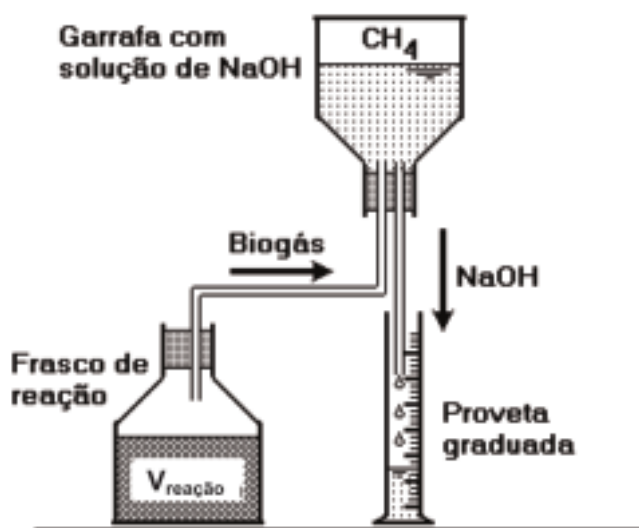
- os *metais pesados*: mesmo em pequenas concentrações, a presença dos metais como o cromo, o ferro, o cobalto, o zinco, o cádmio e o níquel, dependendo das suas concentrações, pode ser inibidora para a estabilidade dos sistemas anaeróbios, pois não são biodegradáveis e podem acumular no processo (JIN et al., 1998).

2.2.3 Métodos para avaliação da biomassa

Nessa seção, foram abordados três métodos para avaliação da biomassa: a atividade metanogênica específica (AME), que avalia a capacidade de produção de metano dos microrganismos, a análise de microscopia eletrônica de varredura (MEV) que permite a observação das características microestruturais de matérias sólidos, e a análise de espectroscopia de raios X por dispersão de energia (EDS), que é utilizada para a caracterização química de uma amostra.

AME: existem diversos métodos para a realização do teste AME, como métodos manométricos e volumétricos, e os resultados podem ser expressos em diferentes unidades. Para essa pesquisa, será dada atenção para o método de deslocamento de volume, com a representação esquemática na Figura 3.

FIGURA 3 - MÉTODO VOLUMÉTRICO PARA O TESTE AME



FONTE: Aquino et al (2007)

Nesse método, o volume de metano produzido é medido por meio do deslocamento de uma solução de NaOH contida em um frasco invertido, que está conectado a um frasco de reação contendo a biomassa a ser avaliada. Como o teste da AME avalia a produção máxima possível de metano, para que condições anaeróbias ideais sejam mantidas no início do teste, ao frasco de reação devem ser adicionadas soluções de macro e micronutrientes, assim como a manutenção da temperatura da faixa de 30 a 35°C. A composição das soluções de macro e micro nutrientes são apresentadas nas Tabelas 6 e 7.

TABELA 6 - COMPOSIÇÃO DA SOLUÇÃO DE MACRO-NUTRIENTES

Macronutrientes	Concentração (mg/L)	Razão
NaHCO ₃	1000	Fonte de alcalinidade
KH ₂ PO ₄	650	Macronutriente e fonte de alcalinidade
K ₂ HPO ₄	150	Macronutriente e fonte de alcalinidade
H ₂ PO ₄	500	Macronutriente
NH ₄ Cl	100	Macronutriente
MgCL ₂	100	Macronutriente
CACL ₂ .H ₂ O	50	Agente redutor
Extrato de levedura	50	Fonte de vitaminas

FONTE: Chernicharo (2007)

TABELA 7 - COMPOSIÇÃO DA SOLUÇÃO DE MICRO-NUTRIENTES

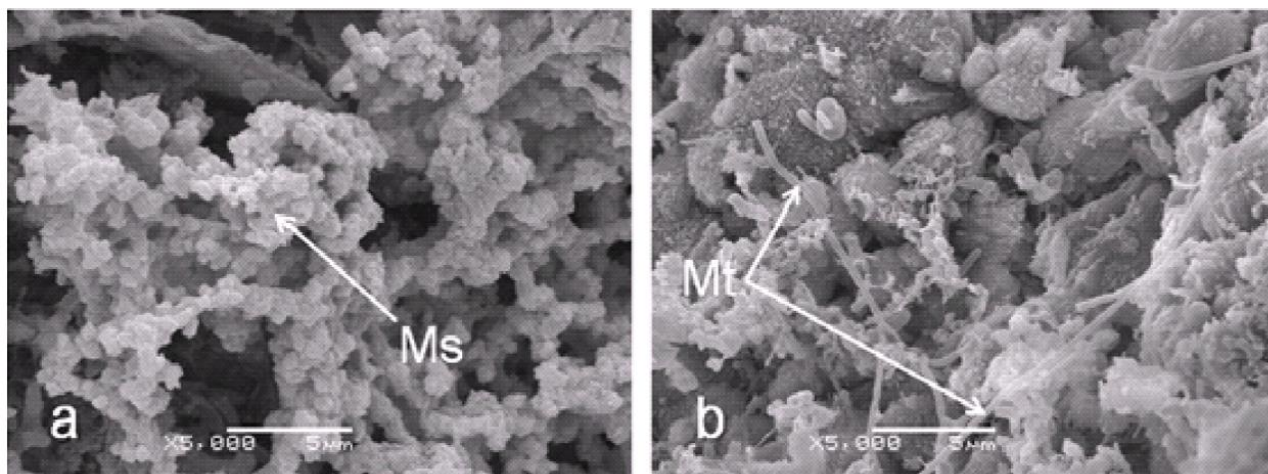
Micronutriente	Concentração (mg/L)
FeCl ₃ .6H ₂ O	2,00
ZnCl ₂	0,05
CuCl ₂ .2H ₂ O	0,03
MnCl ₂ .4H ₂ O	0,50
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	0,05
AlCl ₃ .6H ₂ O	0,05
CoCl ₂ .6H ₂ O	2,00
NiCl ₂ .6H ₂ O	0,05
H ₃ BO ₄	0,01

FONTE: Chernicharo (2007)

MEV/EDS: a avaliação das micrografias produzidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) permite identificar visualmente os microrganismos contidos em uma amostra. Rocha (2011) realizou a análise MEV para avaliar o lodo anaeróbio de um reator sequencial em batelada, ao se tratar lixiviado de aterro sanitário. As Figuras 4a e 4b apresentam as micrografias realizadas durante a operação desse reator, em que a Figura 4a apresenta a existência na biomassa da *Methanosarcina* sp., e na Figura 4b, apresenta a existência da *Methanosaetas* sp.

A análise de EDS permite a determinação da composição química, da composição atômica semiquantitativa e a realização de mapeamentos para localização de elementos químicos (DEDADIV et al, 2007). O princípio dessa análise é baseado na incidência de um feixe de elétrons sobre a amostra. Os elétrons das camadas de valência mais externas dos átomos são excitados, e mudam o seu nível energético. Ao retornarem ao nível inicial, esses elétrons liberam a energia adquirida a qual é emitida em comprimento de onda no espectro de raios X. Como os elétrons de cada átomo possuem energias diferentes, é possível determinar os componentes químicos naquele local (CLARKE, 2002).

FIGURA 4 - EXEMPLO DA ANÁLISE MEV NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO



FONTE: Rocha (2011)

Legenda: Ms – Methanosarcina; Mt - Methanosaeta

2.2.4 Sistemas anaeróbios de tratamento

Embora a baixa produção de biomassa seja atrativa para o tratamento de águas residuárias, ela é também uma desvantagem, pois grandes volumes e longos tempos de retenção celular são necessários para alcançar a eficiência de tratamento (MCCARTY, 1971). Por isso, os processos de alta taxa, que possuem baixo tempo de detenção hidráulica e pequenos volumes, foram aprimorados nas últimas décadas, e são baseados na retenção dos microrganismos por meio da imobilização das células no reator. Na Tabela 8 são apresentados os sistemas de alta taxa, assim como os sistemas anaeróbios convencionais.

TABELA 8 - SISTEMAS CONVENCIONAIS E DE ALTA TAXA DE TRATAMENTO ANAERÓBIO

Sistemas convencionais		Digestores de lodo Tanques sépticos Lagoas anaeróbias
Sistema de alta taxa	Com crescimento aderido	Reatores de leito fixo
		Reatores de leito rotatório
		Reatores de leito fluidizado
		Reatores de dois estágios
	Com crescimento disperso	Reatores com chicanas
		Reatores de manta de lodo
		Reatores com leito granular expandido
		Reatores com recirculação interna

FONTE: Reproduzido de Chernicharo (2007)

Os processos de alta taxa são capazes de manter a carga biológica com um tempo maior que o tempo de retenção hidráulico, o que resulta em um reator com menor volume. Esses reatores podem operar com maiores cargas orgânicas volumétricas, preservando a eficiência do tratamento. Os reatores com crescimento aderido precisam de um meio suporte para o crescimento da biomassa.

Pérez, Romero e Sales (1996) compararam a eficiência de dois reatores anaeróbios de alta taxa, um filtro e um leito fluidizado, utilizados para o tratamento de efluente de destilaria. Estes autores observaram que o reator de leito fluidizado apresentou maior eficiência de remoção de matéria orgânica, como DQO (96%) para a mesma carga orgânica volumétrica (COV) de 5,88 kg/m³ d. Entretanto, a COV limite para o filtro anaeróbio foi 23 kg/m³ d, enquanto para o reator de leito fluidizado foi 32 kg/m³d. Isso pode ser justificado pelo maior contato entre a biopartícula e o substrato no reator de leito fluidizado.

Na próxima seção serão apresentadas a operação unitária *fluidização*, o material suporte adotado para o desenvolvimento do biofilme e o processo de inoculação do reator.

2.3 FLUIDIZAÇÃO

A fluidização de partículas sólidas em ambientes líquidos ou gasosos é uma operação unitária, portanto, um processo físico, que está associado à movimentação da massa das partículas pelo líquido ou pelo gás. Nesta condição, a partícula comporta-se como um fluido que tende a estabelecer um nível e um fluxo em resposta ao gradiente de pressão. Como consequência, ocorre uma intensa mistura e contato entre o fluido e o sólido, resultando em um sistema próximo do estado isotérmico e com favorável transferência de massa (PELL, 1990). A fluidização é ideal para aplicações de secagem, mistura, troca de calor, reações químicas e bioquímicas (LIM et al., 1993; BORJA E BANKS, 1995; SYAHRUL et al., 2003)

A primeira aplicação geral da fluidização líquido/sólido pode ser considerado o processo “Jigging”, utilizado para a limpeza de minérios, e que foi descrito e documentado em 1556, no livro de Agricola (DI FELICE, 1995). Aplicações de separação e classificação de partículas por processo de fluidização foram utilizadas amplamente no último século, sendo o processo conhecido como “Teetering”. O termo fluidização começou a ser utilizado em torno de 1940, para descrever uma quantidade móvel de partículas em contato com gases. O mesmo termo começou a ser utilizado

em processos de contato líquido sólido, sendo conhecido como fluidização sólido/líquida (EPSTEIN, 2003).

Entretanto, a operação unitária de fluidização aplicada ao tratamento de águas residuárias, teve os primeiros registros na literatura científica na década de 1980. Neste período são apresentados os primeiros resultados da aplicação de reatores anaeróbios de leito fluidizado (SWITZENBAUM e JEWELL, 1980; SHIEH, SUTOON e KOS, 1981; JEWELL, 1982; SHIEH e MULCAHAY, 1986). Como as expansões de leito eram consideradas pequenas, menores que 20%, esses reatores ficaram conhecidos como reatores de leito expandido, enquanto reatores que apresentavam leitos com expansões superiores a 20% passaram a ser denominadas de leito fluidizado.

2.3.1 Etapas da fluidização

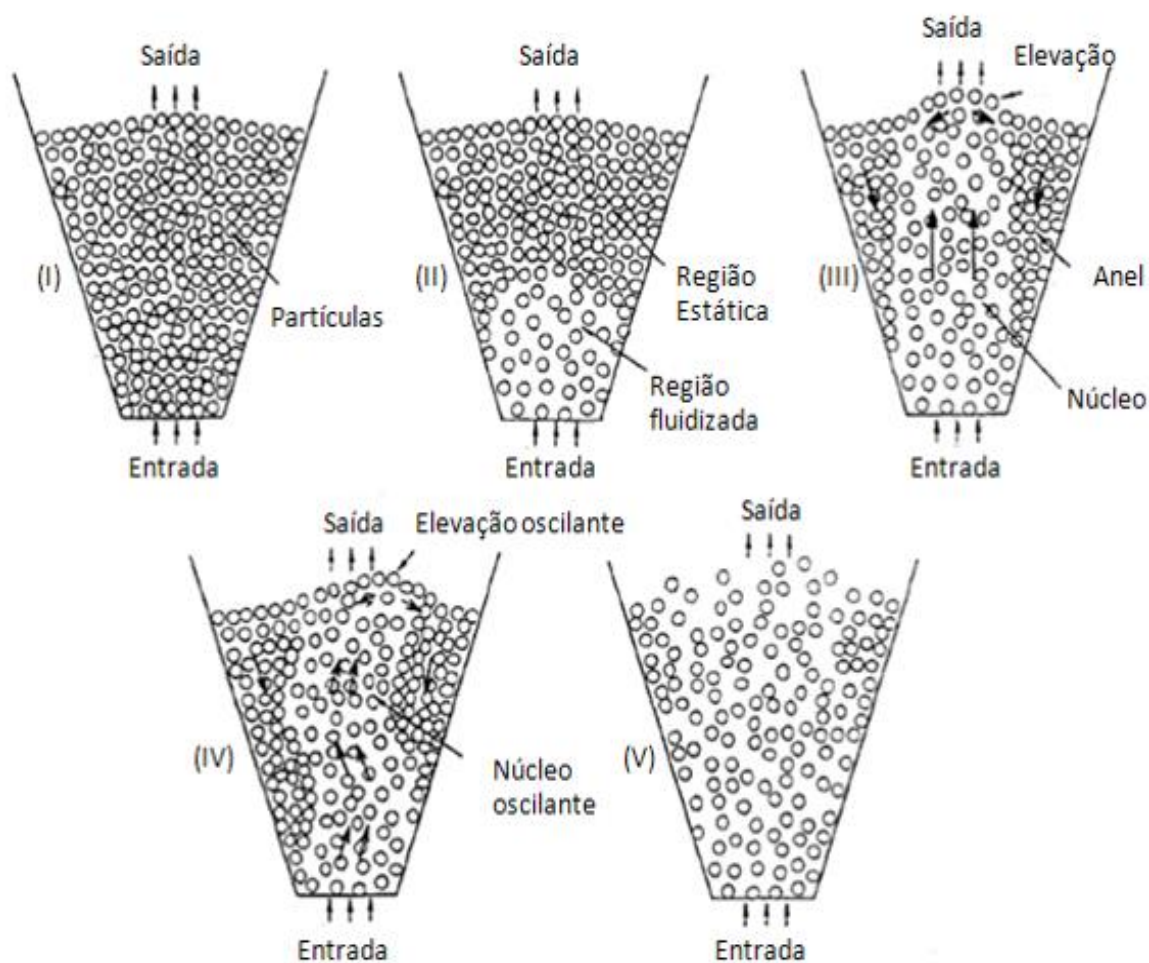
Nas Figuras 5 e 6 são apresentadas as etapas da fluidização e a relação entre a perda de carga e a velocidade superficial do fluido, respectivamente. As etapas da fluidização são apresentadas a seguir:

- leito fixo: esta etapa é representada na Figura 5 (I) e pela extensão O-A da Figura 6. O fluido simplesmente passa através do leito e a perda de carga do sistema aumenta com o aumento da vazão, porém a porosidade mantém-se inalterada;
- leito parcialmente fluidizado: esta etapa é representada na Figura 5 (II) e pela extensão A-B da Figura 6. As partículas próximas do distribuidor de fluxo do reator são fluidizadas a partir de certa vazão aplicada. A velocidade nesse momento é denominada *velocidade mínima de fluidização parcial* (u_{mpf}). Nesta etapa a porosidade aumenta na região fluidizada, enquanto mantém-se parcialmente constante na região fixa superior. A perda de carga diminui do seu valor máximo até tornar-se praticamente constante nesta fase.
- leito totalmente fluidizado: esta etapa é representada na Figura 5 (III) e pela extensão B-C da Figura 6. Nesta etapa o leito atinge o estágio inicial de *fluidização total* no ponto B e a velocidade aplicada é denominada *velocidade mínima de fluidização total* (u_{mff}). Para o caso de um reator cilíndrico, essa é a *velocidade mínima de fluidização* (u_{mf});
- regime de transição: esta etapa é representada na Figura 5 (IV) e pela extensão C-D da Figura 6. Nesta etapa, com o aumento da vazão, a elevação da parte

superior do leito começa a se movimentar horizontalmente, enquanto o núcleo faz movimentos de ida e volta;

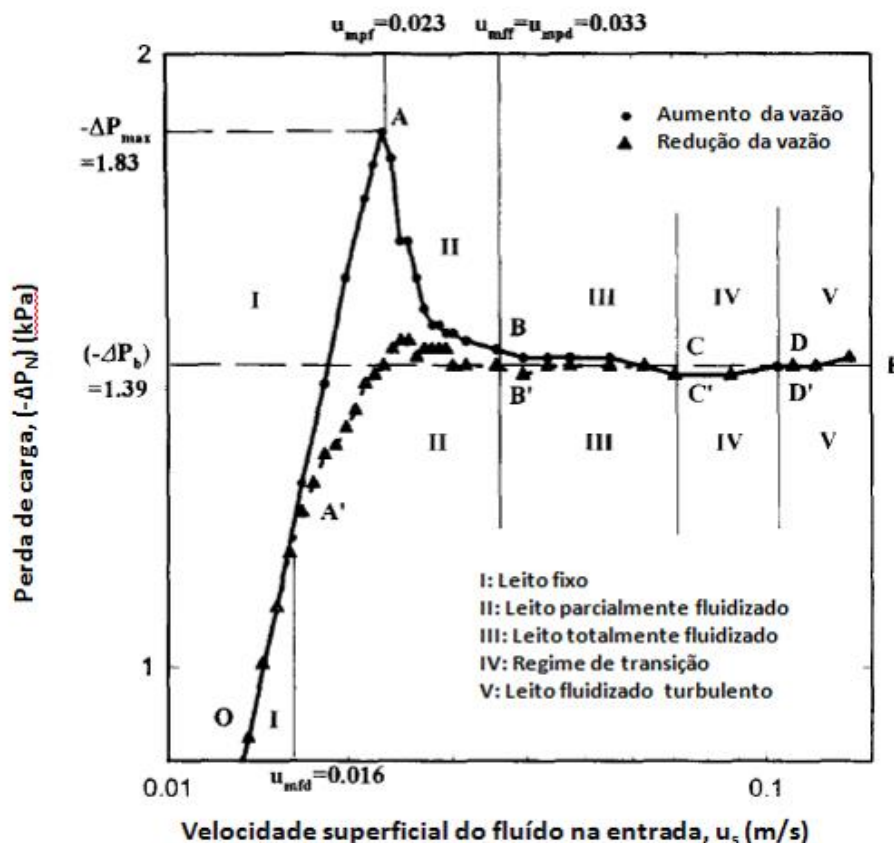
- leito fluidizado turbulento: esta etapa é representada na Figura 5 (V) e pela extensão D-E da Figura 6. Nessa etapa a turbulência e a perda de carga aumentam, e conseqüentemente, ocorre o arraste de parte das partículas.

FIGURA 5 - ETAPAS DE FLUIDIZAÇÃO COM VARIAÇÃO DA VAZÃO EM REATOR DE LEITO FLUIDIZADO



Fonte: Adaptado de Peng e Fan (1997)

FIGURA 6 - PERDA DE CARGA COM VARIAÇÃO DA VAZÃO EM REATOR DE LEITO FLUIDIZADO



Fonte: Adaptado de Peng e Fan (1997)

2.3.2 Velocidade mínima de fluidização

Os reatores de leito fluidizado podem ter conformação cônica ou cilíndrica. O primeiro possui a vantagem de uma melhor distribuição de fluxo, com um ângulo de inclinação com a horizontal ideal de 5-10° (PENG e FAN, 1997), e foi estudado por BOENING e LARSEN (1982), BRAGA (1989) e BORJA e BANKS (1995). Porém, essa forma geométrica é dificilmente encontrada nos dias atuais.

O reator de leito fluidizado cilíndrico teve maior aplicação no tratamento de águas residuárias se comparado com o reator de conformação cônica (KIDA et al., 1990; SEM e DEMIRER, 2003; TURAN, GULSEN e CELIK, 2005; FERNANDEZ et al., 2007; GAO et al., 2014). Esse reator possui área de secção transversal constante, onde ocorre o equilíbrio entre a força da gravidade e as forças de empuxo e de arraste. As condições de equilíbrio podem ser representadas pela Equação 1.

$$\text{Força de arraste} = \text{Força gravitacional} - \text{Força de empuxo} \quad (1)$$

em que:

$$\text{Força de arraste} = \Delta P \cdot S \quad (2)$$

$$\text{Força de empuxo} = S \cdot H(1 - \varepsilon) \rho_f g \quad (3)$$

$$\text{Força gravitacional} = S \cdot H(1 - \varepsilon) \rho_p g \quad (4)$$

em que: ΔP é a diferença de pressão no leito; ρ_p e ρ_f são as massas específicas da partícula e do fluido, respectivamente; ε , H e S são a porosidade, a altura e a área da secção transversal do leito, respectivamente.

Em seguida, iguala-se a Equação 1 às Equações 2,3 e 4. Assim:

$$\frac{\Delta P}{H} = (\rho_p - \rho_f)(1 - \varepsilon)g \quad (5)$$

Em que: ΔP é a diferença de pressão no leito; ρ_p e ρ_f são as massas específicas da partícula e do fluido, respectivamente; ε , H e S são a porosidade, a altura e a área da secção transversal do leito, respectivamente.

Para o cálculo da velocidade mínima de fluidização utiliza-se a associação entre Equação 5 e a equação proposta por Ergun (1952). Assim:

$$\frac{\Delta P}{H} = (C_1 u_{mf} + C_2 u_{mf}^2) = (\rho_p - \rho_f)(1 - \varepsilon)g \quad (6)$$

Para

$$C_1 = 150 \cdot \frac{(1 - \varepsilon_0)^2}{\varepsilon_0^3} \frac{\mu}{(\phi_s d_p)^2} \quad (7)$$

e

$$C_2 = 1,75 \cdot \frac{(1 - \varepsilon_0)}{\varepsilon_0^3} \frac{\rho_f}{\phi_s d_p} \quad (8)$$

em que: u_{mf} é a velocidade mínima de fluidização ($L \cdot T^{-1}$); d_p é o diâmetro da partícula suporte (L); μ é a viscosidade dinâmica do fluido (M/LT); ε é a porosidade do leito; g é a aceleração da gravidade (LT^{-2}) e ϕ_s é a esfericidade do material suporte, adotado como 0,7 para a areia (LEVENSPIEL, 1993).

2.3.3 Velocidade mínima de fluidização (com biofilme)

Com o crescimento do biofilme, o tamanho da partícula aumenta enquanto sua massa específica diminui. Com isso, o modelo para o leito fluidificado apresentado anteriormente deve ser modificado, pois não considera a adesão de microrganismos no material suporte. Para um leito de partículas esféricas e uniformes, Richardson e Zaki (1954) apresentaram:

$$u_s = u_i(\varepsilon)^n \quad (9)$$

Em que: u_s é a velocidade superficial do líquido e n é uma constante dada a partir do número de Reynolds (Re) do sistema para:

$$u_i = u_t 10^{-\frac{d_p}{D}} \quad (10)$$

Em que: D é o diâmetro interno do reator de leito fluidizado (L), d_p é o diâmetro da partícula e u_t é a velocidade de sedimentação da partícula esférica (L/T), dada pela relação:

$$u_t = \left[\frac{4 \cdot g \cdot (\rho_s - \rho_L) d_p}{3 C_D \rho_L} \right]^{0,5} \quad (11)$$

Em que: u_t é a velocidade de sedimentação (LT^{-1}); ρ_s e ρ_L são as massas específicas (ML^{-3}) da partícula e do líquido, respectivamente; d_p é o diâmetro da partícula (L) e C_D é o fator de atrito. Na Tabela 9 são apresentadas as principais correlações entre C_D e n para estudos com biofilmes em suporte inerte.

TABELA 9 - CORRELAÇÕES PARA OS PARÂMETROS C_D E n PARA BIOFILMES COM SUPORTE INERTE

Relações	Re	C_D	n
Ngian e Martin (1980)			$4,4 Re^{-0,1}$
Hermanovicz e Ganczarczyk (1983)	50-100	$17,1 Re^{-0,47}$	
Thomas e Yates (1985)	20-100		$30 Re^{-0,505}$
Mulcahy e Shieh (1987)	40-90	$36,66 Re^{-0,67}$	$10,35 Re^{-0,18}$
Harada et al. (1987)	10-50		$8,733 Re^{-0,341}$
Hermanovicz e Cheng (1990)	50-100		$9,11 Re^{-0,21}$
Ro e Neethling (1990)	15-87	$24/Re + 21,55 \cdot Re^{-0,518}$	
Yu e Rittmann (1997)	40-90	$24/Re + 14,55 \cdot Re^{-0,48}$	$4,526 Re^{-0,0126}$
Nicollella et al. (1997)	7-90	$29,6 Re^{-0,6}$	$4,4 Re^{-0,1}$

FONTE: Traduzido de Nicollella et al (2000)

2.3.4 Zona de distribuição de fluxo

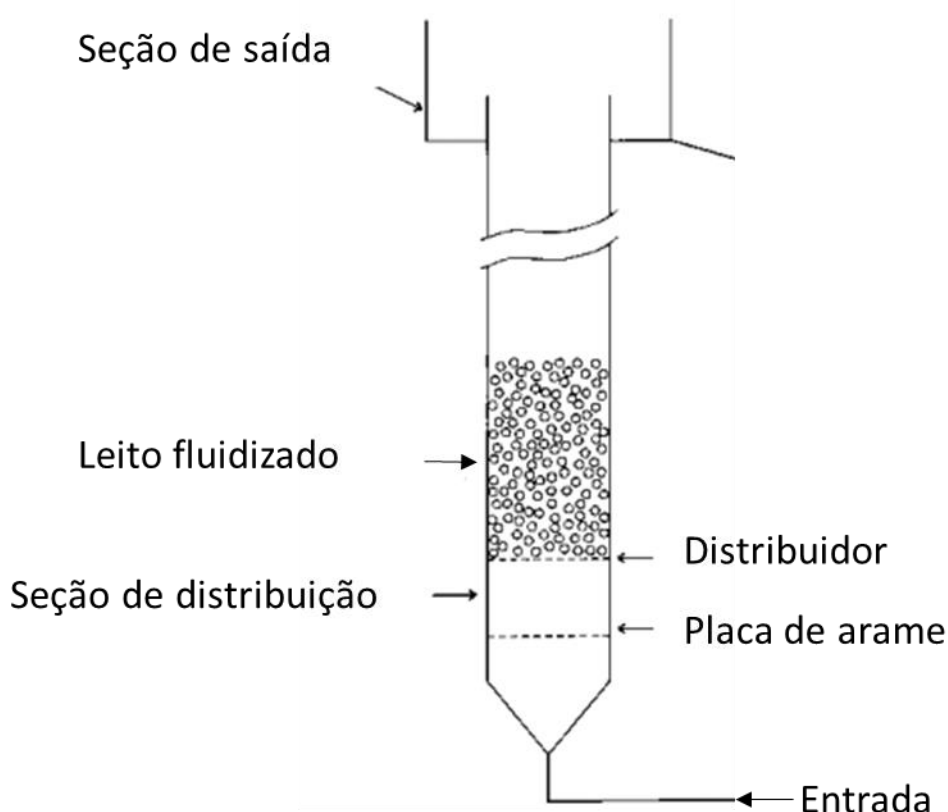
O principal fator para o desenvolvimento ideal da fluidização do leito é a zona de distribuição do fluxo. Essa zona deve fornecer uma distribuição homogênea do suporte e do fluido em tratamento, para prevenir a formação de caminhos preferenciais e evitar o arraste do material, causada por uma alta força de cisalhamento.

A configuração básica consiste basicamente em uma seção cônica, com ângulo de $20^\circ \pm 10^\circ$, no qual o fluido é alimentado. A parte superior do cone é conectado à coluna cilíndrica do reator.

A distribuição de líquido comumente utilizada é apresentada na Figura 7. Ela consiste em uma tela de arame, instalada a certa altura após a seção cônica do reator, e que sua altura pode variar pouco até várias vezes o diâmetro da coluna (EPSTEIN 2003). A região acima dessa tela é preenchida com anéis, pedras ou esferas, com diâmetro superior ao das partículas fluidizadas, e vedada por uma placa com perfurações igualmente espaçadas. A função dessa “seção de distribuição” é dispersar o líquido, que ocorre porque o mesmo se encontra à uma velocidade superior nessa seção de sólidos “grosseiros”. Ao entrar na seção de sólidos de fluidização, a velocidade diminui, o que proporciona a vantagem adicional, além da distribuição, de prevenir o arraste excessivo de material suporte (KWAUK, 1992).

Adler e Happel (1962) utilizaram uma “distribuição por bolas”, que consiste basicamente de uma placa perfurada coberta por esferas de massa específica superior ao do sólido a ser fluidizado, e esse último disposto imediatamente acima das esferas. A simplicidade e eficiência desse tipo de distribuidor resultou em sua ampla aplicação (EPSTEIN, 2003).

FIGURA 7 - REPRESENTAÇÃO DA SEÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO DE UM REATOR DE LEITO FLUIDIZADO



FONTE: modificado de EPSTEIN (2003)

2.4 MATERIAL SUPORTE

De acordo com vários autores, o material escolhido como suporte para crescimento da biomassa deve apresentar algumas propriedades básicas, tais como (KIDA et al 1990, BORJA E BANKS, 1995 e Arnaiz et al, 2006):

- superfície adequada para crescimento do biofilme;
- massa específica superior à do fluido para fluxo ascendente;
- resistência à tensão de cisalhamento;
- custo e facilidade de obtenção;

Devido a sua disponibilidade e custo de aquisição, o material suporte mais frequentemente utilizado em reatores de leito fluidizado é a areia. De acordo com Heijnen e colaboradores (1989), o diâmetro do material suporte influencia na formação do biofilme, e que partículas de areia entre 0,3 e 0,5 mm permitem alcançar uma alta concentração de biomassa no sistema de leito fluidizado, de até 40 g/L.

Kida e colaboradores (1990) utilizaram a cristobalita, a zeólita, a vermiculita, o carvão ativado, a argila granulada, a pedra cerâmica, a cinzas vulcânicas e os escombros pulverizados como material suporte sólido para o desenvolvimento do biofilme em um reator biológico de leito fluidizado, em conformação cilíndrica, com volume útil de 0,45 L. Estes autores avaliaram o comportamento do sistema em relação às propriedades físicas de cada material suporte, às cargas orgânicas volumétricas aplicadas e à eficiência de remoção de matéria orgânica. Os diâmetros das partículas variaram entre 0,1 mm e 0,3 mm, exceto para o carvão ativado e a vermiculita, para os quais a granulometria variou entre 0,3 mm e 0,8 mm. O fator preponderante para a escolha de valores de elevados de granulometria para o carvão ativado e para a vermiculita foi função das suas massas específicas serem próximas à da água, o que resultou em fluidização mais efetiva e menor arraste com o efluente. Quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica, em relação do carbono orgânico total (COT), a cristobalita apresentou a maior eficiência, com 76%. Por outro lado, a menor eficiência foi obtida para as cinzas vulcânicas, com valor de 40%, aproximadamente. Quanto às velocidades mínimas de fluidização, os menores valores obtidos foram para a zeólita e para a cristobalita, 1,8 e 0,72 m/h, respectivamente; enquanto, a velocidade de fluidização mais elevada ou velocidade máxima de fluidização foi observada para os escombros pulverizados, com 7,2 m/h. Em função dos resultados obtidos, estes autores concluíram que a área de superfície específica do material suporte não influenciou na performance do reator.

Fox e colaboradores (1990) compararam quatro suportes no tratamento de uma água sintética com acetato como única fonte de carbono, com concentração entre 4-5 g/L. Os materiais analisados foram antracito (d_p de 0,7 mm), carvão ativado (d_p de 0,7 mm) e areia com diâmetros de 0,7 mm e 0,35 mm. O volume do reator era de 11 L, e o material suporte foi preenchido em 5 L em todos os testes, com um expansão de leito de 50%. A velocidade necessária para essa fluidização foi maior para a areia de 0,7 mm, com o valor de 576 m/h, enquanto que para os demais materiais suportes a velocidade de fluidização foi de 198-216 m/h. Foi observado o crescimento do biofilme preferencialmente nas fendas de cada material suporte, principalmente pelo fato dessas regiões serem protegidas das forças de atrito no *start-up* do processo. Nos reatores com areia foi observado formação de uma manta de lodo no topo do reator. Na Tabela 10 são apresentadas as características de diversos suportes utilizados para o tratamento de águas residuárias no reator de leito fluidizado.

TABELA 10 - DIFERENTES MATERIAS SUPORTES E SUAS CARACTERÍSTICAS

Meio suporte	dp (mm)	Área específica (m ² /g)	Densidade (g/cm ³)	Referência
Areia	0,3-1,7	-	2,65	Turan, Gulse e Celik (2005); Oliveira (2010)
Argila	0,1-2,8	16,5	1,71	Kida et al (1990); , Oliveira (2010)
Antracito	0,7	-	1,41	Fox et al (1990)
Carvão ativado	0,02-1,7	1124,8-5000	1,12	Kida et al (1990); Haroun e Idrs (2009) Kim et al (2010); Oliveira (2010); Yoo et al (2012)
Cerâmica	0,1-0,3	1,7	1,69	Kida et al (1990)
Cinza de vulcão	0,1-0,3	-	1,99	Kida et al (1990)
Cristobalita	0,1-0,3	50,9	1,55	Kida et al (1990)
Escombro	0,1-0,3	-	-	Kida et al (1990)
Perlita	0,9	6199 m ² /m ³	2,13	Arnaiz et al (2006)
Pedra Pomes	0,25-1,4	-	1,764	Sen e Demirer (2003)
Polipropileno		524mm ² /partícula	0,870	Haribabu e Sivasubramanian (2014)
Saponita	0,4-0,8	220		Borja e Banks (1995)
Sepiolita	0,25-0,6	-	2,3	
Vermiculita	0,3-1	0,8	0,97	Kida et al (1990)
Vidro	1,4-1,7	-		Oliveira (2010)
Vidro sinterizado (SIRAN)	1,5-2	-	1,832	Perez et al (2007)
Zeólita	0,1-0,8	15,3	1,57	Kida et al (1990); Kuba, Furumai e Kusuda (1990); Fernandez et al (2008); Andalib (2012)

2.5 REATOR BIOLÓGICO DE LEITO FLUIDIZADO

Em sistemas com crescimento aderido utilizado para o tratamento de águas residuárias, para que se observe um processo estável e confiável de remoção de matéria orgânica, é essencial o controle do crescimento do biofilme, a ser controlado por parâmetros como:

- quantidade e qualidade do inóculo, observado, principalmente, pelo crescimento das metanogênicas, ao longo do processo de inoculação. Essa análise é realizada pelo teste da AME, em que se observa a quantidade de CH₄ produzida em matéria orgânica degradada, em termos de DQO, por quantidade de sólidos voláteis (voláteis totais ou suspensos totais) e por tempo de análise.
- grau de adaptação, em função da estabilidade do reator, principalmente pela análise das relações AVT/AT e AI/AP;
- produção de biomassa, determinada, principalmente, pela concentração de sólidos voláteis no sistema e por MEV.

2.5.1 Carga orgânica volumétrica

A carga orgânica volumétrica (COV) é a concentração de matéria orgânica, geralmente calculada como DQO, que os microrganismos contidos na biomassa conseguem degradar ao longo de um certo tempo e de seu volume. A relação para o cálculo da COV é:

$$COV = \frac{Q \times [DQO]}{V_R}$$

Em que: COV é a carga orgânica volumétrica (MT⁻¹L⁻³); Q é a vazão de alimentação (L³T⁻¹); [DQO] é a concentração de DQO no substrato (ML⁻³) e V_R é o volume útil do reator (L³).

O principal método para alimentação do reator é denominado *perfil de eficiência máxima* (HEIJNEN et al., 1989), em que uma carga orgânica volumétrica baixa é adicionada ao reator em relação a um longo período de detenção hidráulica. A COV é aumentada gradualmente quando a eficiência de remoção é máxima, ou quando o valor obtido pela relação alcalinidade total/acidez volátil for superior a 2,5 (ZICKFOOSE e RAYES, 1976). O aumento gradual da carga orgânica volumétrica

deve ser controlado para evitar sobrecarga ao sistema e o que pode acarretar inibição das Arqueas metanogênicas (ESCUDIÉ et al. 2011).

A COV é aumentada até o ponto em que a eficiência de remoção de matéria orgânica cai gradualmente, e as concentrações de ácidos voláteis aumenta consideravelmente. Converti e colaboradores (1993), estudaram o tratamento de esgoto doméstico com suplemento de glucose e avaliaram diferentes COV. A faixa de estudo variou de 4 kg DQO/m³ d a 24 kg DQO/m³ d. Os autores avaliaram o aumento da concentração de ácidos voláteis totais (AVT) em função do aumento COV. No estudo, observou-se um valor de 3800 mg/L de AVT para uma COV de 24,4 kg/m³.d, o que resultou em uma redução de produção de metano de 7%, e o que implicou na acidificação do reator.

Borja, Banks e Wang (1995), inocularam um reator anaeróbio de leito fluidizado, utilizado para o tratamento efluente de abatedouro, cuja concentração média inicial de DQO era de 5 g/L, por um período de 2 meses. A variação da COV, ao longo de todo o estudo, foi na faixa de 3,2 kg DQO/m³d a 54 kg DQO/m³d. Nesse estudo foram monitoradas a concentração da acidez volátil e a concentração de DQO na saída do reator. A eficiência de redução de DQO na etapa de *start-up* foi de 95%, aproximadamente, enquanto a concentração de ácidos voláteis média não ultrapassou 95 mg/L, não tendo sido observada acidificação no sistema. A relação AT/AVT resultou em um valor médio de 6,84, o que segundo os próprios autores, para um processo estável, deve estar na faixa de 2,5 a 10.

2.5.2 Inoculação do reator

Para que seja determinada a carga orgânica volumétrica inicial e garantir uma quantidade mínima de sólidos voláteis no reator, a concentração do inóculo, em sólidos voláteis totais ou sólidos voláteis suspensos, deve ser conhecida. Por exemplo, Bergamo e colaboradores (2009), utilizaram um reator de leito fluidizado, inoculado com lodo de um reator UASB, para tratar efluente de abatedouro de aves, em que a concentração inicial de sólidos voláteis totais no reator foi de 51 mg/L. Fernández e colaboradores (2008), também em um reator de leito fluidizado, trataram efluente de destilaria, em que a concentração inicial de sólidos voláteis totais na inoculação foi de 104 g/L.

Uma condição essencial para que os reatores anaeróbios sejam operados adequadamente, primeiramente, é necessária a aclimatação dos microrganismos, ao

substrato a ser tratado em reatores estáticos de bancada. De acordo com Jordening e Buchholz (1999), o método de inoculação em batelada de reatores de leito fluidizado é o mais comumente utilizado, pois a inoculação contínua parece ser impraticável por razões técnicas.

Borja, Banks e Wang (1995), utilizaram um reator estático de bancada com capacidade de 1,5 L, inoculado com lodo proveniente de uma estação de tratamento de esgoto para a produção de biomassa a ser transferida para um reator anaeróbio de leito fluidizado. Inicialmente, um reator estático de bancada, recebeu 1 L de lodo, e foi alimentado, diariamente, com efluente de abatedouro (50 mL, com concentração de DQO de 2,5 g/L) até alcançar o volume de 1,5 L. Ao alcançar o volume final, 75 mL eram retirados do reator e outros 75 mL de efluente de abatedouro eram alimentados, para manter o volume constante e uma COV de 0,125 kg DQO /m³. Essa COV foi mantida por dois meses. A atividade metanogênica específica do lodo foi determinada nessa etapa e o valor médio obtido foi de 0,29 g DQO/g SVT.d. Nessa pesquisa, a segunda etapa referiu-se à inoculação do reator de leito fluidizado. Foram removidos 500 mL do inóculo adaptado do reator estático de bancada e transferidos ao reator de leito fluidizado. Este volume correspondeu a 50% do volume do reator ($V_{\text{inóculo}}/V_{\text{reator}}$), sendo que o sistema foi mantido em reciclo total por um período de 2 meses. Durante a operação do reator, a COV variou de 2,9 a 54 kg DQO/m³d, com eficiência entre 75 a 98%.

2.5.3 Bioestimulação

Visando ao estímulo do crescimento da biomassa, ou para atender os requisitos mínimos necessários do processo anaeróbio durante a etapa de inoculação, algumas soluções podem ser incorporadas ao substrato.

Haroun e Idris (2009), visando reproduzir as condições ideais do processo anaeróbio, para o tratamento efluente da indústria têxtil, utilizaram como aditivo ao substrato para a alimentação do reator uma mistura de glicose, extrato de levedura e uma solução de macro e micronutrientes. Após a partida do reator, a solução foi substituída pelo efluente a ser tratado. A composição da solução aditiva é apresentada na Tabela 11.

TABELA 11 - COMPOSIÇÃO DE UMA SOLUÇÃO UTILIZADA PARA BIOESTIMULAÇÃO

Composto	Concentração (mg/L)	Composto	Concentração (mg/L)
CaCl ₂ .H ₂ O	50	MnCl ₂ . H ₂ O	0,5
(NH ₄) ₂ .HPO ₄	80	NaWO ₄ .2H ₂ O	0,5
FeCl ₂ .4H ₂ O	40	AlCl ₃ 6H ₂ O	0,5
NH ₄ Cl	800	Na ₂ SeO ₃	0,5
Na ₂ S.9H ₂ O	300	Cisteína	10
CuCl ₂ .2H ₂ O	0,5	KCl	400
MgSO ₄ .7H ₂ O	400	ZnCl ₂	0,5
H ₃ BO ₃	0,5	NaHCO ₃	3000
NaMoO ₄ .2H ₂ O	0,5	CoCl ₂ .6H ₂ O	10
KI	10	NiCl ₂ .6H ₂ O	0,5

FONTE: Traduzido de Haroun e Idris (2009)

Soluções de vitaminas, essenciais para o metabolismo e crescimento das células, podem ser adicionadas ao substrato a ser inoculado. Algumas vezes é adicionada uma solução, composta por extrato de levedura, como uma fonte geral de vitaminas (AQUINO et al., 2007). Torres e Azoller(2006) avaliaram a influência da adição de ácido fólico, pertencente ao grupo de vitaminas do complexo B, em lodos ativados de uma estação de tratamento de esgoto, por meio de ensaios de respirometria. De acordo com o autor, o resultado obtido sugere o ácido fólico estimulou a atividade metabólica, observada pelas taxas de respiração mais elevada.

Em alguns casos as vitaminas também estimulam o crescimento de microrganismos para a degradação de poluentes específicos. Guerrero e Field (2005) avaliaram a degradação do tetracloreto de carbono, composto sujeito à degradação somente em ambiente anaeróbio. Nesse estudo foram adicionadas as vitaminas redox, riboflavina e duas formas de vitamina B12 (CNB₁₂ e HOB₁₂), ao lodo, na faixa de concentração de 0,5 µM a 20 µM para ambas. Foi observado que, de forma geral, mesmo em baixas concentrações, as vitaminas podem acelerar a eficiência do tratamento do tetracloreto de carbono.

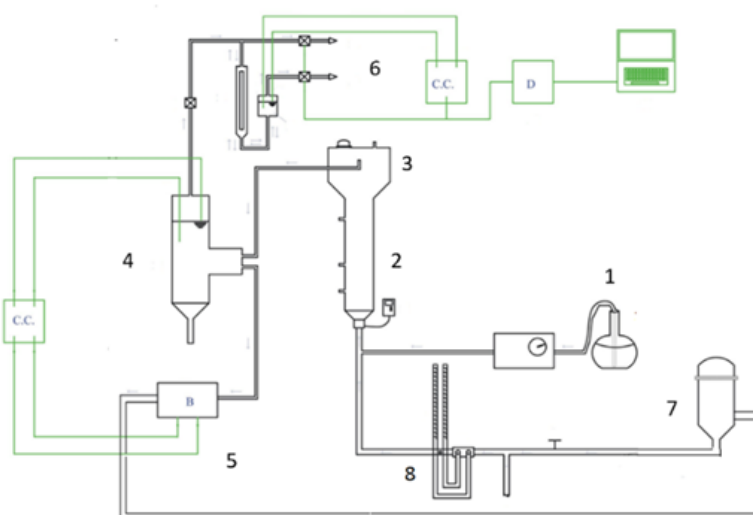
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CONCEPÇÃO DO EQUIPAMENTO

Para o desenvolvimento da pesquisa o sistema reator de leito fluidizado/decantador/medidor de vazão (tubo Venturi) foi modificado de Braga (1989) e Weber (2006). O reator utilizado foi o mesmo adotado por Weber (2006), enquanto o decantador secundário e o medidor de vazão foram concebidos e construídos no Laboratório de Monitoramento Eletrônico - LME, do Departamento de Hidráulica e Saneamento, da UFPR.

A representação esquemática do sistema de tratamento de lixiviado é apresentada na Figura 8.

FIGURA 8 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO SISTEMA DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO



FONTE: modificado de Weber (2006)

Legenda: 1– reservatório de alimentação do lixiviado bruto, 2– reator de leito fluidizado, 3- decantador primário, 4- decantador secundário, 5- sistema de recirculação, 6- sistema de medição de gás, 7- tanque pulmão, 8 – venturi.

3.1.1 Reator/Decantador

O reator anaeróbio de leito fluidizado, denominado a partir daqui RBLFa, foi construído em acrílico, com volume total aproximado de 17 L e volume útil de 6L, em conformação cilíndrica, com um decantador acoplado no topo, conforme Anexo I. O RBLFa foi concebido para operar em fluxo ascendente, com areia de construção civil adotada como suporte sólido para desenvolvimento do biofilme.

No corpo do reator foram instaladas 3 saídas laterais, com diâmetros internos de 1 cm, utilizadas para a retirada de amostras. A primeira localizada 8,5 cm acima

da base, a segunda a 11,5 cm acima da primeira e, a última, a 20 cm acima da segunda.

O decantador primário, acoplado no topo do corpo do reator, tem altura de 15 cm e diâmetro de 27 cm. Sua base é cônica com inclinação de 45°, o diâmetro superior é de 27 cm e a altura de 7,25 cm. O volume total, aproximado é de 10,9 L, com volume útil de 7,3 L.

3.1.2 Distribuidor de fluxo

Para garantir a distribuição do fluxo influente ao reator e, assim, proporcionar uniformidade da fluidização, um distribuidor de fluxo foi concebido e construído, conforme apresentado na parte inferior do reator no Anexo I, ou em detalhes no Anexo II. A distribuição de fluxo é realizada por meio de placa perfurada.

Para a retenção do fluxo de retorno, em caso de desligamento do equipamento, no interior do distribuidor de fluxo foi instalada uma esfera de vidro com diâmetro de 1,2 cm.

Um segundo distribuidor foi construído, também em acrílico, e instalado na região cilíndrica do reator. Consiste de duas placas perfuradas, espaçadas entre si por 2,5 cm. A altura total é de 4,5 cm. O segundo distribuidor é apresentado no Anexo I.

3.1.3 Medição da vazão (tubo Venturi)

Para a medição da vazão, foi projetado e construído um tubo Venturi, em acrílico, conforme apresentado no Anexo IV. É necessária a calibração do equipamento para que se possa determinar a relação entre os valores lidos na coluna de mercúrio do Venturi com os correspondentes de um medidor de vazão padronizado. Além disso, a calibração é necessária para determinar a faixa de operação do Venturi.

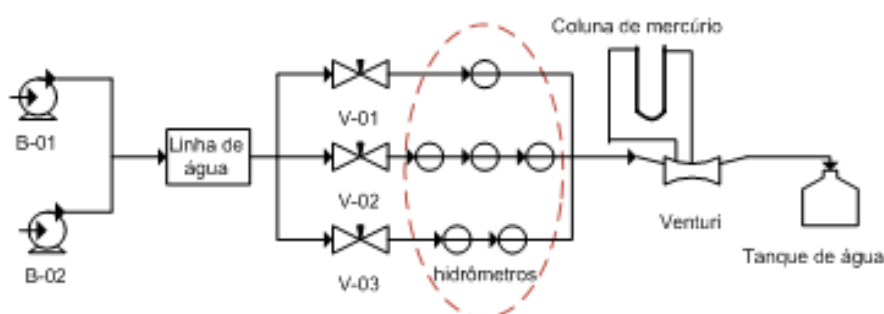
A calibração do equipamento foi realizada no Laboratório de Eficiência Energética em Hidráulica e Saneamento – LENHS, do Departamento de Hidráulica e Saneamento, da UFPR. O tubo Venturi foi instalado na linha de água e a coluna para a medição de pressão foi parcialmente preenchida com mercúrio, com aproximadamente 40%, e o restante com água.

O sistema para calibração do Venturi é apresentado na Figura 9. A vazão foi determinada por sensores de alta precisão (Marca Krohne, modelo Optiflux 1000 IFC

010) em três diferentes seções da linha de água. A variação da vazão foi realizada pela alteração da potência de duas bombas, ou por meio de um sistema de hidrômetros. Esse sistema era composto por 6 hidrômetros distribuídos em três linhas de água diferentes, sendo a primeira composta por um hidrômetro e por uma válvula V-01; a segunda por três hidrômetros e por uma válvula V-02 e, a terceira composta por dois hidrômetros e por uma válvula V-03. O conjunto de hidrômetros permitia 7 diferentes possibilidades de variação da vazão, na qual a vazão máxima era obtida com a abertura de somente a válvula V-01, e a vazão mínima com a abertura das 3 válvulas. As condições de operação para a calibração do Venturi são apresentadas na Tabela 12.

A cada mudança de vazão, adotou-se um tempo de espera de 5 minutos, necessários para a estabilização do sistema. Logo após a estabilização, identificada pela verificação da vazão nos sensores de alta precisão, foi anotada a diferença de nível na coluna de mercúrio.

FIGURA 9 - SISTEMA DE CALIBRAÇÃO DO VENTURI



Legenda: B-01 e B-02: bombas 1 e 2; V-01, V-02 e V-03: válvulas de abertura e fechamento para os hidrômetros.

TABELA 12 - CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO PARA CALIBRAÇÃO DO VENTURI

Medição	Eficiência B-01	Eficiência B-02	V-01	V-02	V-03
1	50%	80%	F	A	F
2	55%	80%	F	A	F
3	60%	80%	F	A	F
4	65%	80%	F	A	F
5	70%	80%	F	A	F
6	75%	80%	F	A	F
7	80%	80%	F	A	F
8	85%	90%	F	A	F
9	90%	90%	F	A	F
10	95%	80%	F	A	F

Medição	Eficiência B-01	Eficiência B-02	V-01	V-02	V-03
11	55%	80%	F	F	A
12	70%	80%	F	F	A
13	90%	80%	F	F	A
14	60%	80%	A	F	F
15	80%	80%	A	F	F
16	50%	70%	A	F	F
17	50%	70%	F	F	A
18	50%	70%	F	A	F
19	55%	70%	F	A	F
20	60%	70%	F	A	F
21	65%	70%	F	A	F
22	90%	70%	F	A	F
23	90%	70%	F	A	A
24	90%	80%	A	A	F

Legenda: F e A indicam que a válvula está aberta ou fechada

3.1.4 Decantador secundário

O decantador foi concebido para conter eventuais escapes de partículas de suporte sólido (areia), o que poderia causar danos às bombas. No Anexo III são apresentados os cortes e detalhes deste componente do sistema.

O decantador secundário apresenta diâmetro interno de 7,6 cm e altura total de 76,4 cm. Este componente é alimentado com efluente do RBLFa pela sua parte inferior e conduzido verticalmente para baixo até a extremidade cônica do decantador, onde a inclinação de 45° facilita a sedimentação da areia no local. O volume total é de aproximadamente 3,5 L e o volume útil de aproximadamente 1,1 L (considerado o volume entra a entrada e saída do fluido).

3.2 MATERIAL SUPORTE

Em função do peso específico e, também, da facilidade e custo de aquisição a areia foi adotada como material suporte para a formação do biofilme.

A areia utilizada para o desenvolvimento da pesquisa foi adquirida no comércio de material de construção, com a denominação de areia fina. Para a determinação da granulometria desejada, a areia foi primeiramente lavada e seca em estufa e, posteriormente, separada em peneira eletro-mecânica (VIATEST, VSM200). O tempo de operação das peneiras foi de 12 minutos. Os testes foram realizados no LABENGE - Laboratório de Engenharia Química, do Departamento de Engenharia Química, da UFPR.

Para o cálculo do diâmetro médio geométrico foi adotada a Equação 12 (Boening e Pfeffer, 1984, citado por Braga, 1989).

$$d_g = \sqrt{d_1 d_2} \quad (12)$$

Em que: d_g é o diâmetro médio geométrico; d_1 e d_2 são os diâmetros de abertura superior e inferior, respectivamente.

Após a lavagem, a areia foi separada em 3 diâmetros geométricos diferentes, conforme apresentado na Tabela 13.

TABELA 13 – CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA AREIAS DE 357,505 E 714 μm

Diâmetro geométrico (μm)	Malha inferior e superior	Massa específica (kg/m^3)	Porosidade
357	300 -425	2690	0,50
505	425-600		0,49
714	600-850		0,48

A porosidade do leito da areia foi determinada a partir do conhecimento de sua massa específica e das dimensões do leito de uma coluna teste. A coluna foi preenchida até certa altura com massa conhecida de areia, e com o valor conhecido da massa específica, foi possível obter o volume ocupado pela areia. Na sequência, o volume total (volume da areia e volume de “vazio”) foi calculado. Para o cálculo da porosidade, foi utilizada a Equação 13:

$$\varepsilon = \frac{V_T - V_A}{V_T} = \frac{V_v}{V_T} \quad (13)$$

Em que: V_T , V_A e V_v são, respectivamente, o volume total, o volume da areia e o volume de “vazio”.

3.3 SUBSTRATO

Para esta etapa da pesquisa, foram realizados ensaios para a caracterização de parâmetros físicos e químicos dos lixiviados provenientes do Aterro Sanitário do Caximba (25° 37' 09.9" S 49°20' 09.6" W), localizado em Curitiba, Paraná, e da ETE Sanepar, localizada em Guaratuba, Paraná, com o lixiviado proveniente do Aterro sanitário da cidade de Guaratuba. O primeiro lixiviado, a partir deste ponto denominado L1, devido à baixa concentração de DQO, recebeu um acréscimo de fonte de carbono (L1+FC). O segundo lixiviado foi coletado na entrada da lagoa de tratamento do aterro de Guaratuba, sendo denominado L2m, e coletado na saída da

nova célula do aterro de Guaratuba, denominado L2n. Os resultados da caracterização de cada lixiviado são apresentados na Tabela 14.

Para a determinação da necessidade de eventuais adições de nutrientes aos sistemas dos reatores estáticos de bancada foi adotada a relação DQO:N:P, igual a 350:5:1 (Lettinga 1996, citado por Chernicharo 7). Não tendo sido necessária a suplementação de nitrogênio ou de fósforo, mediante a adição de NH_4OH e KH_2PO_4 .

A determinação da concentração dos parâmetros de controle foi realizada de acordo com os métodos especificados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 1998), conforme apresentado, resumidamente, na Tabela 15. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Engenharia Ambiental Professor Francisco Borsari Netto - LABEAM, do Departamento de Hidráulica e Saneamento, da UFPR.

TABELA 14 - CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS PROVENIENTES DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA E DE GUARATUBA

Parâmetro	L1	L1 + FC	L2m	L2n
T (°C)	24	23	22	25
pH	8,4	7,2	8,2	7,9
DBO (mg/L)	415	-	-	4300
DQO (mg/L)	3230	12451	4821	7938
N _{total} (mg/L)	-	1456	-	-
N _{amoniacal} (mg/L)	1400	1454	3348	2161
P _{total} (mg/L)	25	85	16	-

Legenda: L1 – lixiviado coletado no Aterro Sanitário do Caximba; FC – fonte de carbono; L2m – lixiviado coletado na entrada da lagoa de tratamento do Aterro de Guaratuba; L2n – lixiviado coletado na saída da nova célula do aterro de Guaratuba

TABELA 15 - MÉTODOS UTILIZADOS PARA A ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Parâmetro	Método	Nº método	Referência
DBO	Método Oxitop - respirométrico/manométrico	5210d	APHA (1998)
DQO	Refluxo fechado - colorimétrico	5220d	
Nitrogênio total	Digestão com persulfato de potássio	4500-N -C	
Nitrogênio amoniacal	Fenol-hipoclorito	4500 -NH ₃	
Fósforo	Redução ácido ascórbico	4500 - P- E	
Alcalinidade total/ acidez volátil	Titulométrico / potenciométrico	Método Kapp	
Conjunto de sólidos (ST, SVT, SFT)	Gravimétrico	2540	

Legenda - ST: sólidos totais; SVT: sólidos voláteis totais; SFT: sólidos fixos totais

Todas as análises dos parâmetros da Tabela 15 foram realizadas em triplicata, com exceção da avaliação da alcalinidade total/acidez volátil.

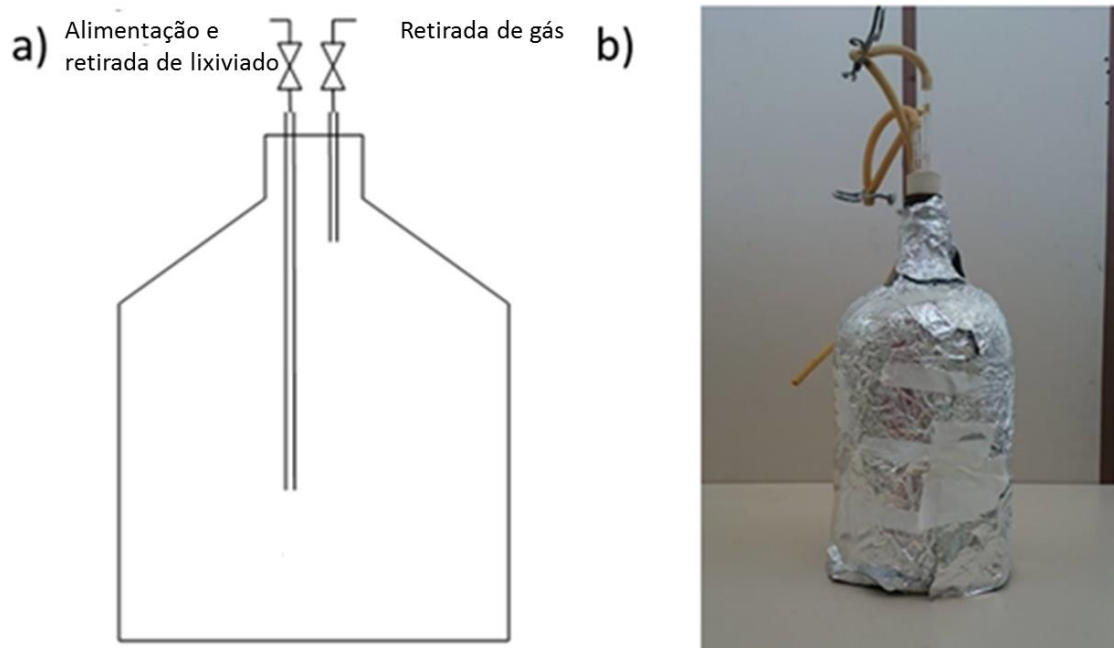
3.4 INOCULAÇÃO DOS REATORES ESTÁTICOS DE BANCADA

Três reatores estáticos de bancada, denominados a partir daqui como RE1, RE2 e RE3, com volumes uteis aproximados de 3,5 L, foram utilizados para a produção de inóculo para o RBLFa. Foram utilizados 3 reatores para a possibilidade de avaliação de diferentes características de inoculação, como origem da biomassa, estabilidade, carga orgânica volumétrica aplicada, assim como a possibilidade de possuir um reator adaptado caso ocorresse algum problema com os reatores avaliados.

Os reatores de bancada foram montados em um frasco de vidro com capacidade útil de 4L. No topo foi adaptada uma rolha de borracha com dois furos, aos quais foram conectados tubos de vidro. Um deles com extensão de 2/3 da altura do frasco, cuja finalidade era a alimentação e retirada dos volumes equivalentes à alimentação e, outro, posicionado em altura suficiente para não tocar a superfície líquida quando volume útil do reator estivesse completo, cuja finalidade era a liberação do biogás eventualmente gerado. A cada um deles foram conectados uma mangueira de borracha fechada por pinças de Mohr. Na Figura 10 é apresentada a concepção para cada um dos reatores. Cabe salientar que o tubo de vidro de alimentação/retirada do lixiviado não atingia a região composta pela biomassa. O lodo com a biomassa a ser aclimatizada ao lixiviado, a ser utilizada como inóculo dos reatores, foi coletado na porção anaeróbia da lagoa facultativa do Aterro Sanitário do Caximba. Os reatores RE1 e RE2 foram inoculados com o lodo proveniente da região de entrada do lixiviado na lagoa (adaptado as características do lixiviado bruto), denominado a partir desse ponto de LA1, enquanto o RE3 foi alimentado com o lodo da região da saída do lixiviado da lagoa (adaptado ao lixiviado no fim da etapa de tratamento da lagoa), denominado LA2 a partir desse momento. A caracterização do conjunto de sólidos dos lodos é apresentada na Tabela 16.

O volume de inóculo para cada reator foi, respectivamente, 780 mL para RE1, 812 mL para RE2 e 1000 mL para RE3.

FIGURA 10 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO REATOR ESTÁTICO DE BANCADA



Legenda: a) representação esquemática do reator estático de bancada, modificado de McCarty e Brosseau (1963); b) reator estático de bancada

TABELA 16 – CONJUNTO DE SÓLIDOS DO LODO DA ENTRADA E DA SAÍDA DA LAGOA FACULTATIVA DO ATERRO DE CURITIBA

Conjunto de sólidos	Entrada lagoa	Saída lagoa
Sólidos totais (mg/L) ± DP	57899 ± 1799	13644 ±1852
Sólidos fixos totais (mg/L) ± DP	34058 ±686	8089 ±2358
Sólidos voláteis totais (mg/L) ± DP	23841 ±2323	5554 ±2343

Nota: em que DP é o desvio padrão.

A alimentação de lixiviado foi realizada diariamente, primeiramente até que o volume útil do reator fosse completado e, posteriormente, para a administração do volume equivalente à COV. O volume a ser alimentado diariamente, isto é, a vazão de alimentação diária dos reatores, foi calculado pela Equação 14.

$$Q = \frac{COV.V}{[DQO]} \quad (14)$$

Em que: COV é a carga orgânica volumétrica ($\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$); V é o volume útil do reator, que inicialmente equivale ao volume de lodo (L^3); [DQO] é a concentração de DQO do lixiviado (ML^{-3}) e Q é a vazão a ser alimentada diariamente (L^3T^{-1}).

Para a partida dos reatores, foi adotada a COV de $0,05 \text{ kg DQO/m}^3 \text{ d}$, sendo que este valor foi aumentado progressivamente até o valor de $0,5 \text{ kg DQO/m}^3 \text{ d}$. O baixo valor inicial da COV é em função do lodo inoculado, que é proveniente da lagoa de tratamento de um lixiviado velho (baixa DQO), e que poderia não estar adaptado a um lixiviado com maior carga orgânica.

No início da inoculação os reatores foram mantidos à temperatura ambiente. Após 43 dias da inoculação do primeiro reator, os reatores foram mantidos em caixa térmica, com temperatura controlada em $32 \pm 1^\circ\text{C}$.

A estabilidade dos reatores estáticos foi avaliada mediante resultados obtidos de quatro testes: razão alcalinidade total/acidez volátil total (AT/AVT), relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP), redução da concentração afluyente da DQO e do teste AME (atividade metanogênica específica, apresentada na seção 3.6). A alcalinidade intermediária é definida como a concentração de uma solução de seu pH inicial até o pH de 5,75, enquanto à alcalinidade parcial é a concentração resultante do pH de 5,75 até 4,3.

Assim, sempre que, após 2 dias, a relação AT/AVT estivesse estável e igual ou superior a 2,5 (ZICKFOOSE e HAYES, 1976), a COV era aumentada. Caso contrário, a acidez volátil era avaliada e um volume de bicarbonato de sódio (NaHCO_3), na concentração de 500 mg/L , era calculado para adição visando à recuperação do tamponamento do sistema.

Após uma nova análise da relação AT/AVT era decidido se a COV seria aumentada. Em alguns casos, isto é, quando esta relação ainda se mostrava instável, a relação AI/AP era avaliada. Para o desenvolvimento desta fase da pesquisa, foi adotado que valores para a relação AI/AP inferiores a 0,3 seriam considerados para indicar a estabilidade dos sistemas dos reatores anaeróbios de bancada (RIPLEY et al, 1986).

A avaliação da redução da concentração da DQO foi considerada como um indicador de estabilidade do processo, sendo que valores superiores a 50% de redução da concentração influente, após o período de 1 dia, foram considerados como critério de estabilidade.

As características iniciais dos reatores estáticos de bancada são apresentadas na Tabela 17. Quatro lixiviados, com diferentes composições, foram utilizados durante o processo de inoculação. As suas características físico-químicas foram apresentadas na Tabela 14.

TABELA 17 - CARACTERÍSTICAS INICIAIS DOS REATORES ESTÁTICOS DE BANCADA

Reator	Tipo de lodo	Origem do inóculo	COV inicial (kg DQO/m ³ d)	Volume inoculado (mL)	Início da operação
RE1	LA1	Entrada lagoa	0,05	812	10/06/2015
RE2	LA1	Entrada lagoa		780	12/05/2015
RE3	LA2	Saída lagoa		1000	26/06/2015

3.5 BIOESTIMULAÇÃO

Foi realizado, nos RE1 e RE3, uma bioestimulação no período final da inoculação dos reatores estáticos de bancada, com o objetivo de otimizar o crescimento e rendimento da biomassa, antes da sua alimentação ao RBLFa. A bioestimulação da biomassa foi avaliada através de ensaios AME e de conjunto de sólidos fixos e voláteis totais.

Para o RE1, a bioestimulação foi realizada através da alimentação do lixiviado, relacionada à COV aplicada, acrescentada de uma solução mineral de Wolfe adaptada, com sua composição e concentração apresentadas na Tabela 18. A proporção de alimentação foi de 10 mL solução/L do reator estático de bancada.

TABELA 18 - COMPOSIÇÃO DA SOLUÇÃO MINERAL DE WOLFE ADAPTADA

Solução mineral de Wolfe adaptada	Concentração (g/L)
MgSO ₄ .7H ₂ O	3
NaCl	1
MnSO ₄ .2H ₂ O	0,5
CaCl ₂ .6H ₂ O	0,1
ZnSO ₄ .7H ₂ O	0,1
CaCL ₂ .24H ₂ O	0,1
FeSO ₄ .7H ₂ O	0,1
NiCl ₂ .6H ₂ O	0,025
K(Al)(SO ₄).12H ₂ O	0,02
CuSO ₄ .5H ₂ O	0,01
H ₃ BO ₃	0,01
Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	0,01
Na ₂ S ₃ O ₃ .5H ₂ O	0,0003

Para o RE3, alimentou-se a solução mineral de Wolfe, em conjunto com uma solução de vitaminas, com composição apresentada na Tabela 19, além do volume

de lixiviado para a COV aplicada no reator. A alimentação das duas soluções foi de 10 mL/L do reator estático de bancada.

Ambos os reatores estáticos operavam com COV de 0,5 kg DQO/m³d ao início do processo de bioestimulação. A alimentação e retirada das amostras eram realizadas em um intervalo de 3-4 dias, e após o término da alimentação, empregava-se gás nitrogênio pelos reatores estáticos para a purga de oxigênio. A diferente alimentação na fase de bioestimulação, para o RE1 e RE3, teve como objetivo comparar a influência das soluções (Wolfe e vitaminas) no desempenho dos reatores estáticos.

TABELA 19 - SOLUÇÃO DE VITAMINAS

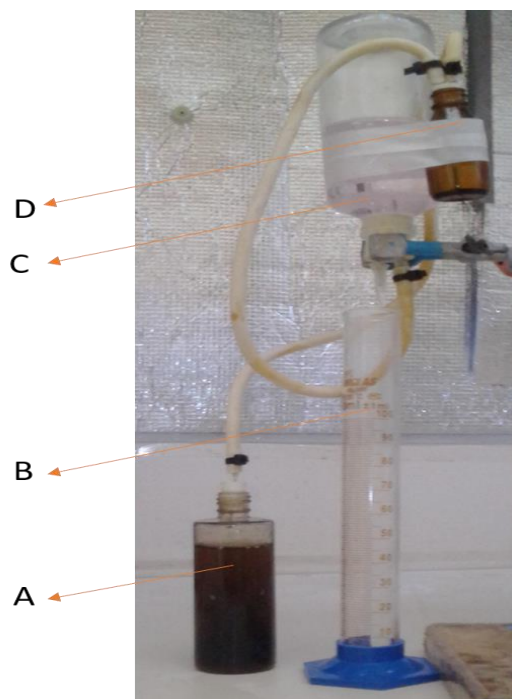
Solução de vitaminas	Concentração (mg/L)
A (betacaroteno)	-
B1 (tiamina)	5
B2 (riboflavina)	5
B3 (niacina)	5
B5 (ácido pantotênico)	5
Selênio	0,3
B6 (piridoxina)	10
B9 (ácido fólico)	2
B12 (cianococobalamina)	0,4

3.6 ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA - AME

Para a determinação da atividade metanogênica específica, foi adotado o método volumétrico, em que se mede diretamente o volume de metano produzido. Na Figura 11 é apresentado o sistema utilizado no ensaio, montado de acordo com Rocha (2011).

Como pode ser observado na Figura 11, o sistema é composto por 3 frascos; o primeiro contém o inóculo de biomassa, uma solução de ácidos graxos voláteis (AGV) e uma solução de macro e micronutrientes, representado pelo frasco A; o segundo contém uma solução de NaOH (25 g/L), representado pelo frasco C; e o terceiro, acoplado entre os dois outros frascos, opera como um componente de segurança para evitar refluxo do NaOH para o frasco do inóculo, representado pelo frasco D. Os frascos tiveram seus bocais vedados com rolhas de borracha e a conexão entre eles é realizada por mangueira de látex. A entrada e a saída dos fluidos entre os recipientes são realizadas por meio de cateteres.

FIGURA 11 - SISTEMA PARA A DETERMINAÇÃO DA AME



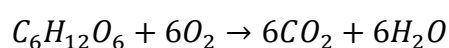
Legenda: A) frasco de reação; B) proveta para coleta; C) frasco de solução de NaOH ; D) câmara de segurança

A solução de ácidos graxos voláteis foi preparada de forma que a fonte de carbono resultante no frasco de reação equivalesse a, aproximadamente, 3,8 g DQO/L, o que está de acordo com o apresentado por Rocha (2011). Na Tabela 20 são apresentadas as quantidades utilizadas de cada ácido. Essa solução foi utilizada para as AME iniciais do LA1 e LA2, e para AME das COV de 0,5 kg DQO/m³d da etapa de bioestimulação.

TABELA 20 - SOLUÇÃO DE ÁCIDO GRAXOS VOLÁTEIS

Substrato	Volume (mL)
Ácido acético	1,90
Ácido fórmico	0,50
Ácido butirico	0,52

Para avaliar o desempenho da biomassa na degradação de um segundo substrato, uma solução de glicose na concentração equivalente de 3,8 g DQO/L foi utilizada como fonte de carbono para as demais AMEs. A solução foi preparada a partir da estequiometria da reação de fermentação da glicose, em que 3,8 g dessa substância equivale a 3,56 g de DQO, apresentada a seguir.



Em relação ao inóculo, adicionou-se um volume relacionado à concentração de sólidos voláteis totais na amostra do lodo. Segundo Aquino et al. (2007) uma faixa de concentração para o inóculo entre 2 g SVT/L e 5 g SVT/L é recomendada. Assim, para o desenvolvimento dos ensaios foi adotado o valor de 2,5 g SVT/L e, a partir deste valor, foi avaliada a concentração de sólidos inicial e determinada a necessidade de diluição.

As soluções de macro e micronutrientes utilizadas foram as mesmas indicadas por Chernicharo (2007) e apresentadas anteriormente nas Tabelas 6 e 7.

Para a determinação do resultado da atividade metanogênica específica, mede-se o volume acumulado de CH₄, que é equivalente ao volume deslocado de NaOH ao longo do tempo. Monta-se um gráfico pela correlação entre o volume de NaOH deslocado e tempo de ensaio. Na curva resultante da alocação dos pontos é traçada a tangente em função do ponto que produz a maior inclinação inicial da seção reta. Esta reta equivale à produção máxima de CH₄.

Para calcular o resultado da AME, expressa em g DQO/gSVT.d, deve-se converter a produção de CH₄ para carga de DQO removida. Para isso, utiliza-se a Equação 15.

$$DQO_{CH_4} = f(T) \times Q_{CH_4} \quad (15)$$

Em que: Q_{CH₄} é a produção diária de CH₄ (m³/d), DQO_{CH₄} é a carga de DQO removida e convertida em CH₄ (kg DQO/d) e f(T) é o fator de correção para a temperatura de operação do reator (kg DQO/m³), calculado pela Equação 5 (Chernicharo 2007).

$$f(T) = \frac{P \times K_{DQO}}{R \times (273 + T)} \quad (16)$$

Em que: P é a pressão atmosférica (1 atm); K_{DQO} é o correspondente a um mol de CH₄ (64 g DQO/mol); R é a constante dos gases (0,082206 atm.L/mol.K) e T é a temperatura do reator (°C).

Por fim, deve-se dividir o valor da carga de DQO removida (DQO_{CH₄}) pela quantidade inicial de biomassa no frasco de inoculação. O valor final do teste AME é apresentado em g DQO/g SVT d.

Na Tabela 21 é apresentado um resumo das condições operacionais de cada AME realizada. Todo teste AME foi realizado em duplicata.

TABELA 21 - PARÂMETROS PARA A REALIZAÇÃO DO TESTE AME NO RE1 E RE3

Reator	Dia de operação	Substrato	COV (kg DQO/m ³ d)
R1	0*	Solução AGV	Lodo bruto LA1
	126°	Glicose	0,2
	363°	Glicose	0,5
	363°	Início bioestimulação	
	377°	Glicose	0,5
	408°	Solução AGV	0,5
R3	0*	Solução AGV	Lodo bruto LA2
	347°	Glicose	0,5
	347°	Início bioestimulação	
	361°	Glicose	0,5
	391°	Solução AGV	0,5

Nota: *Representa a AME realizada para o lodo bruto, antes de sua inoculação ao reator estático de bancada

3.7 MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV) E EDS

Foi realizada a MEV para o suporte sólido, com diâmetro de 357 μ m, para verificação das características microestruturais dos grãos de areia e para futura comparação com o suporte revestido com biofilme. A MEV foi realizada no Laboratório de análise de minerais e rochas (LAMIR) da UFPR.

As análises de MEV e EDS do material celular dos reatores estáticos de bancada foram realizadas no Centro de Microscopia Eletrônica (CME) da UFPR. Os seguintes passos foram realizados para a preparação da amostra:

- a amostra é filtrada à vácuo em membranas de nitrato de celulose de aproximadamente 0,5x0,5 cm.
- após filtração, a membrana é transferida para placas de petri, e lavada com uma solução de tampão de fosfato 0,1 M. A solução deve ser mantida durante 5 minutos.
- após a lavagem, descarta-se a solução de tampão de fosfato. Em seguida, cobre-se a amostra com a solução de Karnovsky (paraformaldeído a 4% e glutaraldeído a 2,5% em tampão de fosfato 0,2 M), e deixar em repouso durante 4 horas na capela.
- após a lavagem da solução de Karnovsky, adiciona-se gotas da solução de tetróxido de ósmio dentro da capela, até cobrir completamente a amostra. Deixar em repouso durante 2 horas e descartar o material que teve contato com o ósmio, em razão de ser um reagente altamente tóxico. Após as duas horas, realizar a lavagem com a solução de tampão de fosfato.

- em seguida, deve ser realizada a desidratação das amostras, com soluções de álcool de 30%, 50%, 70%, durante um período de 10 minutos. A amostra pode ser armazenada em geladeira após a desidratação com a solução de 70%. No dia da realização da MEV, deve ser realizada a desidratação com soluções de álcool 90% e puro.

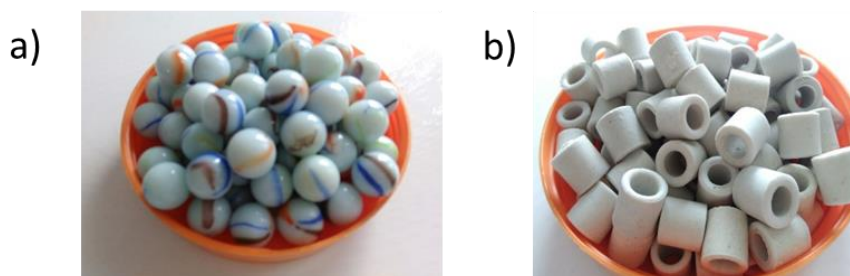
3.8 DETERMINAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DO RBLFA

Para a determinação de parâmetros importantes para a partida do reator, foram realizados vários testes hidráulicos. Os testes tiveram como objetivo determinar, principalmente, a velocidade mínima de fluidização, a velocidade máxima de operação, a vazão de operação e as percentagens de expansão do leito com a variação da vazão. Os testes foram realizados para as areias de diâmetro médio geométrico de 357, 505 e 714 μm .

Algumas observações gerais para a partida do reator são apresentadas a seguir:

- em razão da observação da formação de caminhos preferências pelo leito, foram avaliadas a performance do reator com dois diferentes materiais para distribuição do fluxo: esferas de vidro, com diâmetro de 1,5 cm e massa específica de 2,12 g/cm³; e anéis de rashig cilíndricos, com altura de 1,5 cm, diâmetro de 1 cm. Na Figura 12 são apresentados esses materiais;
- o RBLFa teve 10% e 20% do seu volume útil, da sessão cilíndrica, preenchido (v/v) com areia (Bull, Sterritt e Lester 1983 e 1984; Blanco et al. 1995).

FIGURA 12 - MATERIAIS UTILIZADOS PARA DISTRIBUIÇÃO DO FLUXO



Legenda: a) Esferas de vidro; b) Anéis de Rashig

- a velocidade de fluidização mínima prática foi determinada quando se verificou o início da expansão do leito de areia. A velocidade máxima de operação foi determinada ao se verificar a fluidização turbulenta e arraste de partículas de areia;

- a vazão de operação foi definida quando se observou a expansão do leito de aproximadamente 20%;
- observou-se as expansões resultantes do leito com as diferentes vazões fornecidas pela bomba, com o objetivo de verificar o comportamento do leito com o aumento da velocidade de fluidização, para as 3 diferentes granulometrias de areia;
- as mangueiras utilizadas para as conexões entre os componentes do sistema, bem como as mangueiras de alimentação e laterais, são de silicone;
- para aumentar sua sensibilidade à eventuais mudanças da vazão, o tubo Venturi foi instalado logo após a bomba de recirculação;

3.8.1 Determinação da velocidade mínima de fluidização teórica

A velocidade mínima de fluidização foi calculada, a partir da Equação de Ergun (Equação 17).

$$\frac{\Delta P}{L} = 150 \frac{(1-\varepsilon)^2 \mu_f}{\Phi_p^2 \varepsilon^3 d_p^2} u_{mf} + 1.75 \frac{(1-\varepsilon) \rho_f}{\Phi_p \varepsilon^3 d_p} u_{mf}^2 \quad (17)$$

Os valores necessários para o seu cálculo são apresentados na Tabela 22.

TABELA 22 - PARÂMETROS PARA O CÁLCULO DA VELOCIDADE MÍNIMA DE FLUIDIZAÇÃO

Propriedades da areia			
dp (µm)	357	505	714
ρs(kg/m³)	2690		
Esfericidade	0,7		
Propriedades da água/lixiviado			
ρL(kg/m³)	997		
μ (Pa.s)	0,000890		
Propriedades do leito			
ε	0,5	0,49	0,48
D _o (cm)	12,5		

Nota: Os valores da massa específica e viscosidade foram adotados como da água a 25°C

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 INOCULAÇÃO E OPERAÇÃO DOS REATORES ESTÁTICOS DE BANCADA

Foram inoculados 3 reatores estáticos de bancada, denominados RE1, RE2 e RE3, como mencionados anteriormente na seção 3.4. As características iniciais de cada reator foram apresentadas na Tabela 17.

Em função das características distintas de cada reator, cada um foi monitorado separadamente e os resultados são apresentados a seguir. Nos apêndices I, II e III são apresentados os valores dos principais parâmetros analisados ao longo do estudo.

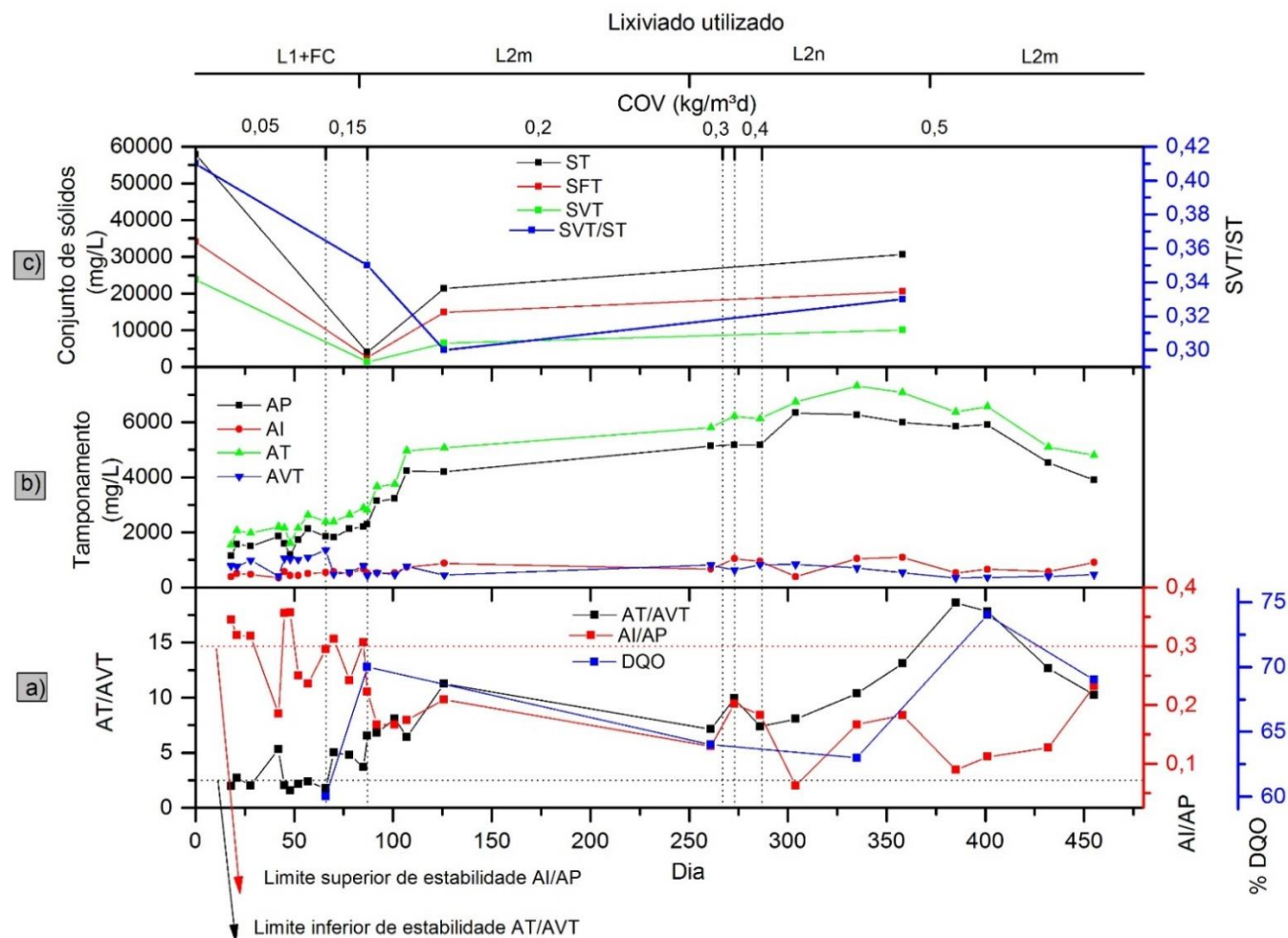
4.1.1 Adaptação do inóculo no RE1

O RE1 esteve em operação por, aproximadamente, 460 dias e o volume útil deste reator é de 3.652 mL, completado após 17 dias. Este reator foi instalado em uma bancada, coberto com papel alumínio e mantido a temperatura ambiente durante os primeiros 15 dias do processo. Após este período, o reator foi transferido para uma caixa térmica com temperatura mantida em $32 \pm 2^{\circ}\text{C}$. O L1, com o suplemento de carbono (L1+FC), foi utilizado como substrato até o 83º dia. A partir daí, até 227º dia, foi utilizado o L2m. A partir desse dia utilizou-se o L2n.

Na Figura 13a são apresentados os resultados do acompanhamento da estabilidade do reator estático, verificados pelas relações AT/AVT, AI/AP e pela eficiência da redução da DQO do reator. Na Figura 13b são apresentados os resultados de tamponamento do reator, avaliados pelas concentrações de alcalinidade total, parcial e intermediária e pela concentração de ácidos voláteis totais. Por fim, na Figura 13c, são apresentados os resultados da avaliação da concentração de sólidos totais, voláteis totais e fixos totais durante o período de inoculação do RE1. Na mesma figura, são apresentados os valores da relação SVT/ST.

Como pode ser observado, a partir dos dados apresentados na Figura 13a, após a complementação do volume útil do RE1, no 18º dia, a relação AT/AVT apresentou-se abaixo do valor mínimo de 2,5 (ZICKEFOOSE e HAYES, 1976), o que sugere que a produção de ácidos graxos estava maior do que a capacidade de metabolização dos microrganismos da fase seguinte. Esta condição foi observada até o 66º dia, com exceção do 42º dia, em que o valor observado foi de 5,3. Além desta relação também foi avaliada a relação AI/AP, a qual para o mesmo 18º dia, apresentou

FIGURA 13 - MONITORAMENTO RE1: a) CRITÉRIOS DE ESTABILIDADE DO REATOR; b) CONCENTRAÇÕES DE ALCALINIDADE E ACIDEZ VOLÁTIL; c) CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS FIXOS E VOLÁTEIS DURANTE INOCULAÇÃO



Nota: primeiro e segundo eixo horizontal superior indicam, respectivamente, COV aplicada e tipo de lixiviado utilizado no reator estático de bancada. Os pontilhados verticais indicam o momento da mudança da COV aplicada.

valor igual 0,33, maior que o valor máximo de 0,3 indicado por Ripley et al. (1986) para reatores considerados estáveis.

Em relação à perda da capacidade de tamponamento do sistema, quando era observado aumento na acidez era adicionado um volume de solução de bicarbonato de sódio (NaHCO_3), na concentração de 500 mg/L, calculado para neutralizar cerca de 83% da concentração dos ácidos voláteis, conforme indicado por Zickefoose e Hayes (1976).

No período entre o 52º dia e o 66º dia de acompanhamento da adaptação do inóculo, foi observado que a relação AT/AVT manteve-se abaixo do valor mínimo de 2,5. Entretanto, os valores da relação AI/AP mantiveram-se próximos do valor máximo de 0,3, o que representa estabilidade do sistema. Para este período também foi avaliado o consumo de matéria orgânica no sistema. Foi observado que, no 66º dia de operação, houve uma redução da concentração de DQO, em torno de 60%, conforme apresentado na Figura 13a. Para essa pesquisa, considerou-se que valores acima de 50% para redução de concentração de DQO indicam bom desempenho para um reator estático de bancada. Assim, a associação das duas condições permitiu o aumento da COV para 0,15 kg DQO/m³ d.

A partir do 70º dia, quando a COV foi aumentada 3 vezes em relação ao valor inicial, foi observado que o sistema se manteve estável, não tendo sido necessária a correção da acidez para manter o tamponamento do sistema. As médias das medições dos valores de AVT/AT e AI/AP, para esse reator, foram de 7,0 e 0,22, respectivamente, e após o período de instabilidade, de 9,3 e 0,18, respectivamente.

No 84º dia de operação o substrato foi alterado para L2m. Conforme apresentado na Figura 13a, a partir do 70º dia até o 87º dia, além da estabilidade do sistema em relação à AT/AVT e AI/AP, também foi observada redução de 70% na concentração de DQO. A associação destas três condições permitiu o aumento da COV para 0,25 kg DQO/m³ d, aproximadamente o dobro do valor anterior. A partir deste 87º dia, a relação alcalinidade total/acidez volátil foi superior a 2,5 em todas as medições realizadas, mesmo com o aumento da COV, o que indica estabilidade do reator. No 303º dia, a COV foi aumentada para 0,5 kg DQO/m³d, tendo sido mantida até o final da pesquisa.

Percebe-se forte relação da instabilidade do reator, nos primeiros 66º dias, com o lixiviado utilizado. A mudança de substrato no 84º dia de operação indica o aumento da concentração da alcalinidade total, de 2881mg/L do 85º dia para 5070

mg/L no 126° dia, e redução do valor da concentração de ácidos voláteis totais, de 779 mg/L para 450 mg/L, no mesmo período. Do 126° até o 385° dia, a concentração média da alcalinidade total foi de 6336 mg/L, e para ácidos voláteis totais, de 642 mg/L.

Em relação à redução da concentração da DQO, apresentada na Figura 13a, observa-se que o reator manteve a faixa de 60-70% de eficiência durante o período de inoculação, o que implica na estabilidade e de um bom desempenho para o reator de bancada. Porém, nenhuma melhora significativa desse parâmetro foi observada durante o período de inoculação.

Visando à avaliação do aumento de biomassa no reator RE1, foram realizadas análises do conjunto de sólidos, fixos e voláteis totais, pois a concentração de SVT representa, indiretamente, a biomassa presente no reator. Na Figura 13c são apresentados os resultados para as concentrações de sólidos. Esta análise foi realizada com amostras coletadas nos dias 87°, 126° e 363°, para a COV de 0,15, 0,2 e 0,5 kg DQO/m³.d, respectivamente. Os valores iniciais (representado 0° dia) representam, para fins de comparação, as concentrações de sólidos do lodo bruto LA1, ou seja, antes da inoculação do RE1.

Como pode ser observado, a concentração de sólidos no reator, avaliada no 87° dia, é menor que a do lodo bruto. Isso acontece como consequência da diluição para a complementação do volume útil do reator, o que também pode estar associado à instabilidade do reator durante esse período, como discutido anteriormente. Porém, a concentração de SVT aumentou de 1.417 mg/L, com a COV de 0,15 kg DQO/m³ d, para 10.080 mg/L, para a COV de 0,5 kg/m³ d. Avaliou-se o valor da relação SVT/ST, e observa-se que foi praticamente constante, o que indica que não ocorreu o aumento da proporção de sólidos voláteis totais com o aumento da COV.

No 363° dia iniciou-se a bioestimulação. A partir desse dia, a estabilidade do reator se manteve, com um aumento na eficiência na redução de DQO, com uma média superior a 70%. Uma maior atenção para a bioestimulação é dada na seção 4.3, em razão da comparação com a bioestimulação do RE3.

4.1.2 Adaptação do inóculo no RE2

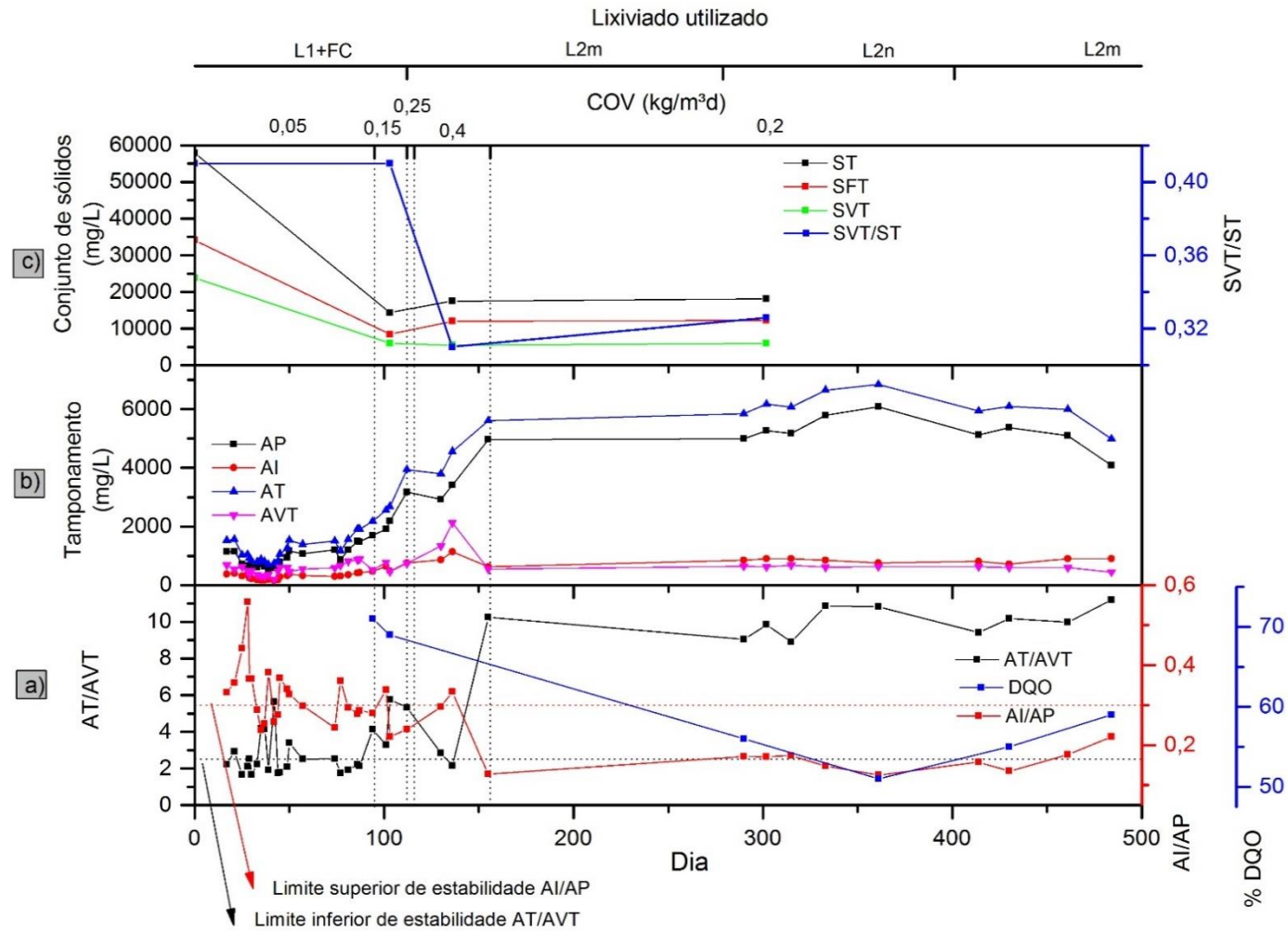
O reator estático de bancada RE2 operou por aproximadamente 500 dias, com um volume útil de 3.604 mL, completado após 17 dias. As condições operacionais iniciais foram as mesmas adotadas para o RE1, entretanto, a partir do 44° dia, a

temperatura do ambiente foi aumentada para $32^{\circ}\pm 2^{\circ}\text{C}$, após a transferência do reator para uma caixa térmica. O substrato utilizado para a alimentação foi o L1, com acréscimo da fonte de carbono. Na Figura 14 são apresentados os resultados do monitoramento do RE2.

Em relação ao RE2, ao longo do período de acompanhamento da adaptação do inóculo, foi observado um comportamento semelhante ao do RE1. Entretanto, mesmo que o sistema tenha apresentado instabilidade em relação à AT/AVT, no 87º dia de operação, a COV foi aumentada para 0,15 kg DQO/m³ d. Esta decisão foi tomada, principalmente, devido aos valores de AI/AP menores do que 0,3. Apesar do aumento da COV para 0,15 kg DQO/m³ d, no período entre o 87º dia e o 94º dia, foi observado que as relações AT/AVT e AI/AP apresentaram valores médios, respectivamente, de 3,13 e 0,28, que indicavam estabilidade da digestão anaeróbia. Em relação à avaliação da redução da concentração de DQO, foi observado que, para a COV de 0,15 kg DQO/m³ d, a eficiência foi de 71%, conforme apresentado na Figura 14a. A partir destes resultados a COV foi aumentada para 0,25 kg DQO/m³ d. Após 4 dias, no 103º dia de operação, foi observada redução da concentração de DQO de 69%. Assim, a COV foi aumentada para 0,4 kg DQO/m³ d. No 256º dia foi decidido diminuir a COV do RE2 para 0,2 kg DQO/m³d, pois foi definido que o reator seria um “reator de segurança” para eventuais problemas nos outros 2 reatores.

Para avaliar o rendimento do reator com um lixiviado puro, isto é, sem suplemento de carbono, no período entre o 113º dia e o 414º dia, o substrato L1 foi substituído pelos L2n e L2m, cujas concentrações de DQO eram 9.963 mg/L e 4820 mg/L, respectivamente. Observa-se que a partir da mudança do substrato, o reator alcançou a estabilidade nos valores das relações AVT/AT e AI/AP, como ocorrido no RE1, o que apoia a ideia que a fonte adicional de carbono estava interferindo na capacidade de tamponamento do sistema, com os valores da AT aumentando para valores na faixa de 5000-6000 mg/L. As médias das medições dos valores de AVT/AT e AI/AP, para esse reator, foram de 4,8 e 0,28, e após o período de instabilidade, de 7,7 e 0,21.

FIGURA 14 - MONITORAMENTO RE2: a) CRITÉRIOS DE ESTABILIDADE DO REATOR; b) CONCENTRAÇÕES DE ALCALINIDADE E ACIDEZ VOLÁTIL; c) CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS FIXOS E VOLÁTEIS DURANTE INOCULAÇÃO



Nota: primeiro e segundo eixo horizontal superior indicam, respectivamente, COV aplicada e tipo de lixiviado utilizado no reator estático de bancada. Os pontilhados verticais indicam o momento da mudança da COV aplicada

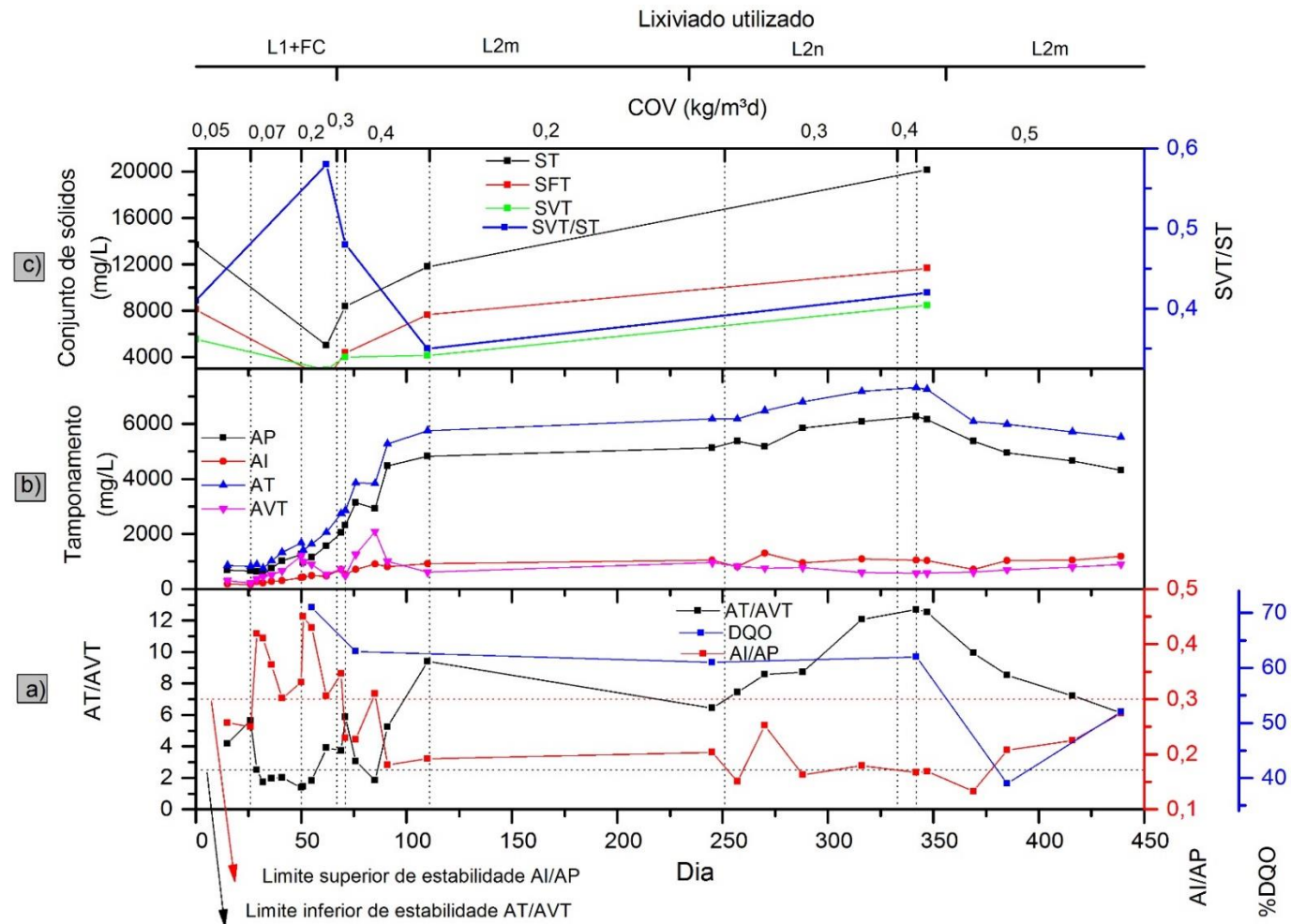
Visando à avaliação do aumento da biomassa no reator RE2, foram realizadas análises do conjunto de sólidos fixos e voláteis totais, e os resultados são apresentados na Figura 14c. O RE2 foi inoculado, assim como o RE1, com o LA1, e também houve a redução da concentração de sólidos totais no reator em relação ao lodo bruto, de 57899 mg/L para 14345 mg/L, o que novamente indica, que além da diluição por complementação do volume, a instabilidade nesse período de inoculação. Foram analisadas amostras coletadas no 103º dia, para a COV de 0,25 kg DQO/m³ d, para o 136º dia, para a COV de 0,4 kg DQO/m³ d. Como pode ser observado, o valor dos sólidos totais aumentou com o aumento da COV, porém a relação SVT/ST diminuiu, o que indica que o aumento na concentração dos sólidos não resultou, necessariamente, no aumento da biomassa no reator.

Por fim, a decisão de escolher o RE1 como fonte de biomassa para uma futura inoculação do RBLFa, em detrimento do RE2, justifica-se pela maior capacidade metabólica apresentada pela biomassa presente neste reator, principalmente em relação à redução de DQO, conforme apresentado nas Figuras 13a e 14a e, também, devido à maior concentração de sólidos voláteis totais presentes em RE1 ao longo do período de inoculação (FIGURAS 13c e 14c).

4.1.3 Adaptação do inóculo no RE3

Cabe salientar que este reator foi inoculado com um lodo diferente dos reatores anteriores, proveniente da saída da lagoa facultativa do aterro sanitário do Caximba (LA2). O tempo de adaptação do inóculo neste reator foi de, aproximadamente, 376 dias, e o volume útil foi de 3.648 mL, completado após 14 dias. Em relação a carga orgânica aplicada, o mesmo procedimento adotado para RE1 e RE2 foi praticado para este reator, isto é, a COV inicial foi de 0,05 kg/m³.d. A temperatura de operação deste reator foi mantida em 32 °C ao longo de todo o período. Na Figura 15 são apresentados os resultados de monitoramento do RE3.

FIGURA 15 - MONITORAMENTO RE3; a) CRITÉRIOS DE ESTABILIDADE DO REATOR; b) CONCENTRAÇÕES DE ALCALINIDADE E ACIDEZ VOLÁTIL; c) CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS FIXOS E VOLÁTEIS DURANTE INOCULAÇÃO



Nota: primeiro e segundo eixo horizontal superior indicam, respectivamente, COV aplicada e tipo de lixiviado utilizado no reator estático de bancada. Os pontilhados verticais indicam o momento da mudança da COV aplicada.

Ao longo de, praticamente, todo o período de operação, o RE3 apresentou valores para a relação AI/AP e AT/AVT em conformidade com as condições de estabilidade de processos anaeróbios, com exceção dos primeiros 67° dias, em foi utilizado o L1 com suplemente de carbono como substrato. Apesar disso, no 51° dia de operação, e considerando apenas a proximidade da estabilidade da relação AI/AP, a COV foi aumentada para 0,2 kg DQO/m³ d.

Apesar do aumento significativo da COV, aproximadamente 3 vezes o valor anterior, o sistema manteve-se estável, e tamponado. A redução da concentração da DQO para a COV de 0,20 kg DQO/m³ d foi de 63%, enquanto para a COV de 0,3 kg DQO/m³ d a redução foi de 72%. Os valores referentes à performance da redução da DQO no RE3 são apresentados na Figura 15a. As médias das medições das relações de AT/AVT e AI/AP, para esse reator, foram de 5,8 e 0,26, respectivamente, e após o período de instabilidade, de 7,8 e 0,20, respectivamente.

Observa-se que, na análise de redução da concentração da DQO, assim como nos outros dois reatores, o RE3 apresentou bom desempenho, o que indica que a etapa de inoculação estimulou o crescimento e manutenção da biomassa nos três reatores.

A concentração de sólidos presentes neste reator foi determinada para as cargas volumétricas de 0,2 kg DQO/m³ d 0,3 kg DQO/m³ d, 0,4 kg DQO/m³ d e 0,5 kg DQO/m³ d, após 62, 71, 110 e 347 dias, respectivamente. Na Figura 15c são apresentados os valores das concentrações dos conjuntos de sólidos. Como pode ser observado, o aumento de biomassa no RE3 foi diretamente proporcional ao aumento da COV, o que pode indicar estabilidade e adaptação do inóculo às condições ambientais do reator.

A etapa de bioestimulação foi iniciada no 347° dia. A estabilidade do RE3, avaliada na Figura 15a, reduziu. Como já mencionado, e bioestimulação será discutida na seção 4.3 para melhor comparação entre os reatores estáticos.

4.1.4 Resultados gerais da adaptação do inóculo nos reatores estáticos

Em relação a estabilidade, de uma forma geral, os reatores estáticos se mantiveram estáveis durante o maior período do processo de inoculação. Alguns parâmetros dos reatores, após o período de instabilidade inicial, são sintetizados na Tabela 23.

TABELA 23 - SINTESE DOS RESULTADOS DE INOCULAÇÃO DOS REATORES ESTÁTICOS

Parâmetro	R1	R2	R3
AT (mg/L)	5013	4994	6882
AVT (mg/L)	577	609	745
AVT/AT	9,3	7,7	7,8
AI/AP	0,18	0,21	0,2
SVT (mg/L)*	10080	5902	8480

Nota - * Valor da última medição dos sólidos voláteis totais antes do início da etapa de bioestimulação

Rincon e colaboradores (2008) avaliaram a digestão anaeróbia do resíduo de uma fábrica de azeita de oliva, em um reator piloto com agitação. O valor encontrado para a relação AVT//AT foi de 22,5, para uma COV de inoculação de 1,5 kg DQO/m³d. As concentrações de AVT e AT, para essa condição, foram de 406 mg/L e 180 mg/L, respectivamente. A concentração de SVT, no início da inoculação, foi de 26,4 g/L. Borja e colaboradores (2001), ao realizar a avaliação do tratamento de um efluente resultante da extração de farinha de girassol, em reator anaeróbio de leito fluidizado, observaram o valor de 16,7 para a relação AVT/AT, para uma COV aplicada de 0,67 kg/m³d.

Observa-se que, em relação aos valores de AVT/AT, os valores dessas pesquisas são superiores aos encontrados para o RE1, RE2 e RE3 desse trabalho, com valores médios de 9,3, 7,7 e 7,8. Essas diferenças podem ser em função do método de inoculação e pela composição do substrato alimentado. Entretanto, Borja, Banks e Wang (1995), ao tratarem um efluente de abatedouro em reator anaeróbio de leito fluidizado, observaram um valor menor para a relação AVT/AT, no período de inoculação do reator, de 6,84, e com eficiência de redução de DQO de 94% nesse período, o que indicava a estabilidade do processo.

No que se refere a concentração da acidez volátil total, os valores observados nos reatores estáticos são elevados, se comparado com diversos estudos, com a faixa entre 550-750 mg/L. Porém, Stronach e colaboradores (1990), ao avaliaram a estabilidade de um reator anaeróbio de leito fluidizado, ao tratar um efluente com alta carga orgânica, também observaram altos valores de concentração de acidez volátil total, na faixa de 1000-1600 mg/L, e com eficiência de remoção de DQO acima de 65%, o que sugere a estabilidade do reator.

Da mesma maneira, os valores observados para a alcalinidade total foram elevados nos reatores estáticos, na faixa de 5000-7000 mg/L. No entanto, alguns estudos também apresentaram alcalinidades totais elevadas na fase de partida do reator, como o caso de Goux e colaboradores (2016), que observaram valores na faixa

de 4000-12000 mg/L, em reator anaeróbio agrícola. Com isso, como os resultados observados de acidez volátil total e alcalinidade total variam entre os diversos estudos, verifica-se que a relação AVT/AT é um parâmetro mais confiável para a avaliação da estabilidade dos reatores anaeróbios.

Em relação a concentração de sólidos voláteis totais na inoculação, observa-se valores menores nessa pesquisa se comparados com outros trabalhos, como o de Rincon et al (2008), com 26,4 g/L, e como o de Bergamo e colaboradores (2009), ao se avaliar a eficiência de um reator anaeróbio de leito fluidizado ao se tratar um efluente sintético, com concentração de SVT do inóculo de 51 g/L. Os valores menores de concentração de sólidos voláteis totais para essa pesquisa podem ser em função da diluição do processo de inoculação, em que os reatores estáticos foram alimentados com lodo bruto em cerca de $\frac{1}{4}$ do seu volume útil total.

4.2 ATIVIDADE METANOGENICA ESPECÍFICA

Os ensaios para a determinação da Atividade Metanogênica Específica foram realizados, primeiramente, para o lodo bruto coletado na entrada (LA1) e na saída (LA2) da porção anaeróbia da lagoa facultativa do sistema de tratamento do aterro sanitário do Caximba (Curitiba – PR). Esta primeira avaliação foi necessária para que se determinasse valores base para a determinação do desenvolvimento dos microrganismos ao longo do processo. Realizou-se também a AME para as COVs de 0,2 e 0,5 kg DQO/m³d, para o LA1, e para a COV de 0,5 kg DQO/m³d, para o LA2.

4.2.1 Lodo anaeróbio LA1

Na Figura 16 é apresentada a produção de metano acumulada ao longo do tempo para o lodo bruto LA1, que corresponde ao lodo antes da inoculação, e cujo monitoramento foi realizado durante 10 dias, aproximadamente. Nos Apêndices IV e V são apresentados a produção de metano ao longo do tempo para o LA1 no RE1, com COV aplicada de 0,2 e 0,5 kg DQO/m³d, respectivamente. Na Figura 17 é apresentada a produção de metano acumulado no período de aproximadamente 1 dia.

O coeficiente angular da reta traçada (região de maior inclinação) equivale à produção máxima de metano ao longo do tempo, e para a Figura 17 obteve-se o valor de 2,1 mL/h. Para as COVs de 0,3 e 0,5 kg DQO/m³d, os coeficientes angulares foram

de 2,5 mL/h e 4,5 mL/h, respectivamente. Para o cálculo resultante de cada AME, utilizou-se as equações 15 e 16 da seção 3.6 de materiais e métodos.

FIGURA 16 – MONITORAMENTO DA PRODUÇÃO DE METANO ACUMULADO PELO TEMPO PARA O RE1

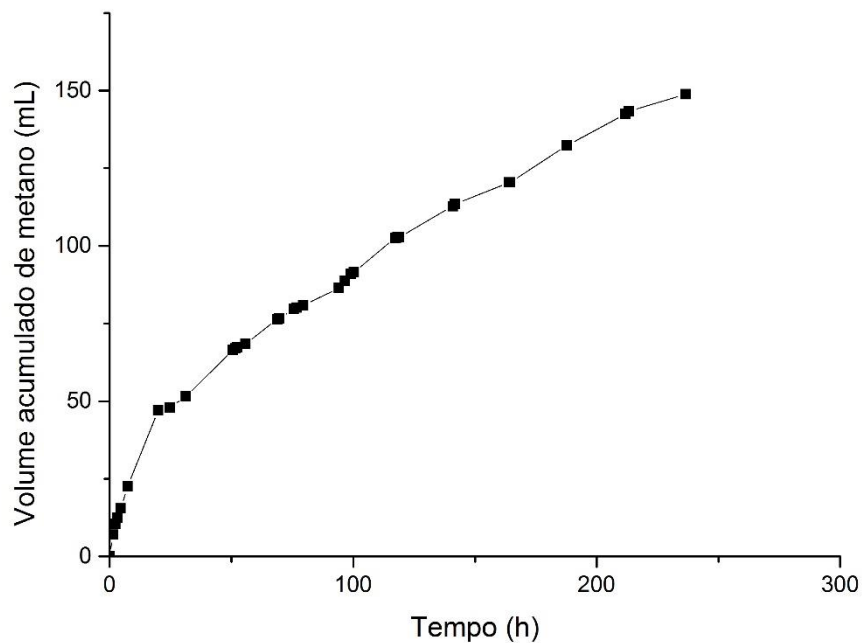
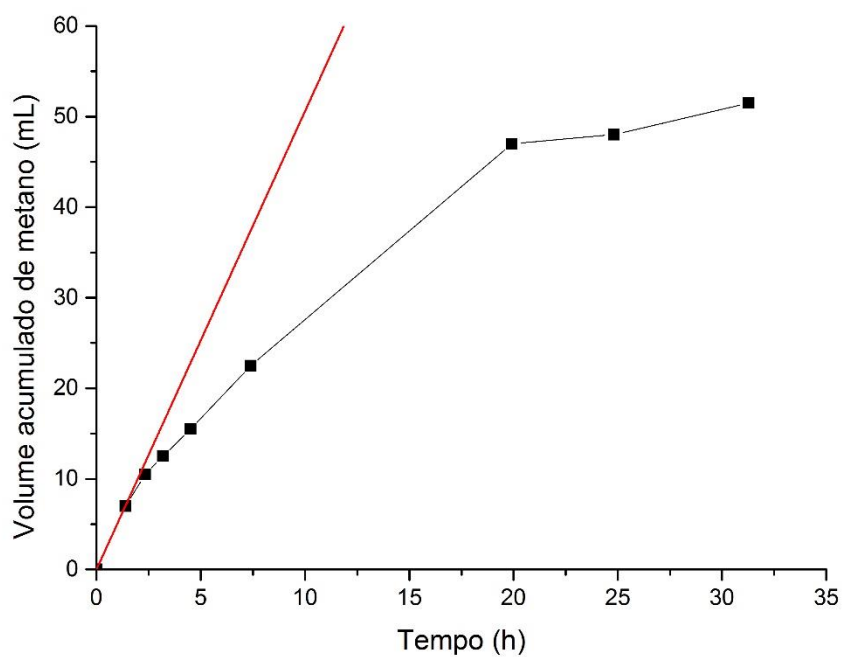


FIGURA 17 - ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA PARA O LA1



Para o lodo bruto, após um período de monitoramento de 10 dias, a AME resultou em um valor de 0,5 g DQO/gSVT.d. Para a COV de 0,2 kg DQO/m³d, a AME foi realizada no 126º dia de operação do RE1, e o valor resultante foi de 0,61g DQO/gSVT.d. O período de monitoramento foi de aproximadamente 6 dias. No 363º dia de operação, realizou-se o teste AME para a COV de 0,5 kg DQO/m³d, com o valor resultante de 1,09 g DQO/gSVT.d, e tempo total de monitoramento de 2 dias.

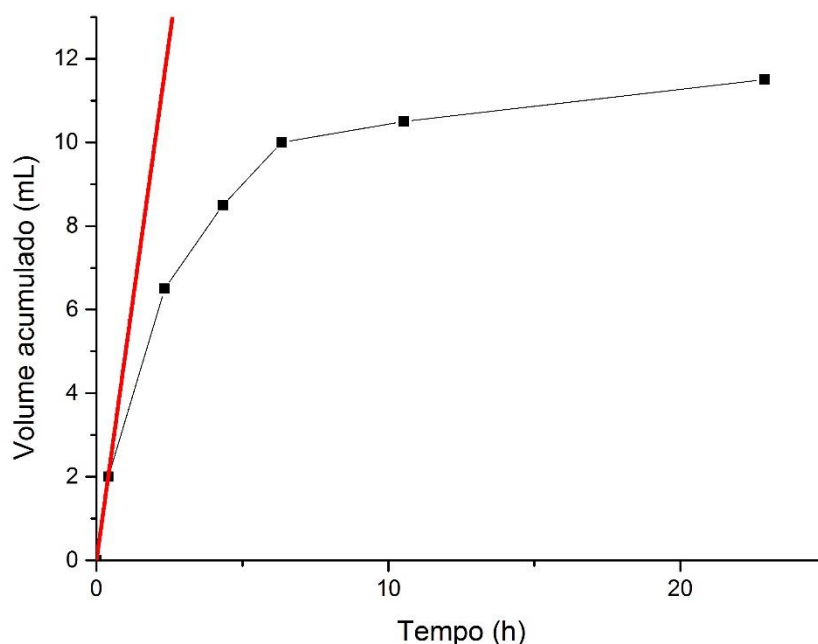
Os resultados dos testes AME indicam que, com o aumento da COV aplicada no reator estático, houve um aumento do valor da AME, e consequentemente, uma melhor adaptação dos microrganismos anaeróbios ao tratamento do lixiviado. É válido ressaltar que a concentração de sólidos voláteis totais na AME do lodo bruto era de 23841 mg/L, enquanto que para a AME com COV aplicada de 0,5 kg DQO/m³d, a concentração de SVT foi de 10080mg/L, como anteriormente apresentada na Figura 13c. Esse resultado indica que, mesmo com uma concentração menor de SVT, o reator se adaptou melhor ao tratamento de lixiviado com o aumento da COV, como indica os resultados do teste AME.

4.2.2 Lodo anaeróbio LA2

Para o LA2, realizou-se o teste AME para o lodo bruto, ou seja, o lodo coletado na saída da lagoa anaeróbia, e para o lodo retirado do RE3 no 347º dia de operação, com COV aplicada de 0,5 kg DQO/m³d. A produção de metano acumulado pelo tempo de ensaio para esses dois casos são apresentadas na Figura 18 e Apêndice VI, respectivamente, e os coeficientes angulares resultantes foram de 2,64 mL/h e 0,86 mL/h, respectivamente.

A atividade metanogênica específica para o LA2 bruto foi de 0,64 g DQO/gSVT.d, superior ao lodo bruto LA1. Porém, para a COV de 0,5 kg/m³d, o resultado da AME reduziu, com o valor resultante de 0,21 g DQO/gSVT.d. Esses resultados indicam que, apesar do valor da AME ser maior no começo do processo de inoculação do RE3, esse reator não se adaptou bem ao tratamento do lixiviado, se comparado aos valores de AME do RE1. Este menor valor sugere que o menor tempo de inoculação do RE3, de 8 dias com COV de 0,4 kg DQO/m³ d e 5 dias com COV de 0,5 kg DQO/m³ d, influenciou na adaptação do consórcio de microrganismos, se comparado ao RE1, que operou 72 dias com COV de 0,5 kg DQO/m³d.

FIGURA 18 - ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA PARA LA2



4.3 BIOESTIMULAÇÃO

A partir do 363º dia de operação para o RE1 e no 347º dia de operação para o RE3, foi realizada uma fase de bioestimulação, considerada uma última etapa antes da transferência do material contido no reator estático de bancada para o RBLFa.

Ambos os reatores estavam sendo alimentados com a carga orgânica de 0,5 kg DQO/m³d. Ao RE1 foi adicionado a solução mineral de Wolfe adaptada, enquanto para o RE3, foram adicionados a solução Wolfe e uma solução de vitaminas, conforme apresentado nas Tabelas 18 e 19, da seção 3.5 de Material e Métodos.

Para o acompanhamento da evolução ou da implicação da bioestimulação sobre a biomassa presente, foram avaliados o conjunto de sólidos (totais, fixos e voláteis), a cada 3 a 4 dias, com os resultados apresentados na Tabela 24. Na Figura 19, para melhor comparação entre os reatores, RE1 e RE3, são apresentados os valores de SVT e SVT/ST obtidos durante o período de bioestimulação. Isso porque os sólidos voláteis totais representam indiretamente a concentração de microrganismos. Da mesma forma, foi realizada a avaliação da estabilidade dos reatores (AT/AVT, AI/AP e redução da concentração de DQO), com os parâmetros anteriormente apresentados nas Figuras 13a e 15a.

No RE1, a concentração de sólidos fixos e voláteis não apresentou um padrão, com seu valor reduzindo e aumentando, na faixa de 6000-10000 mg/L, aproximadamente. Esse comportamento pode ser atribuído para o método de retirada do material do reator estático de bancada, realizado com uma mangueira acoplada à uma seringa, em que pode ter ocorrido a diluição por complementação.

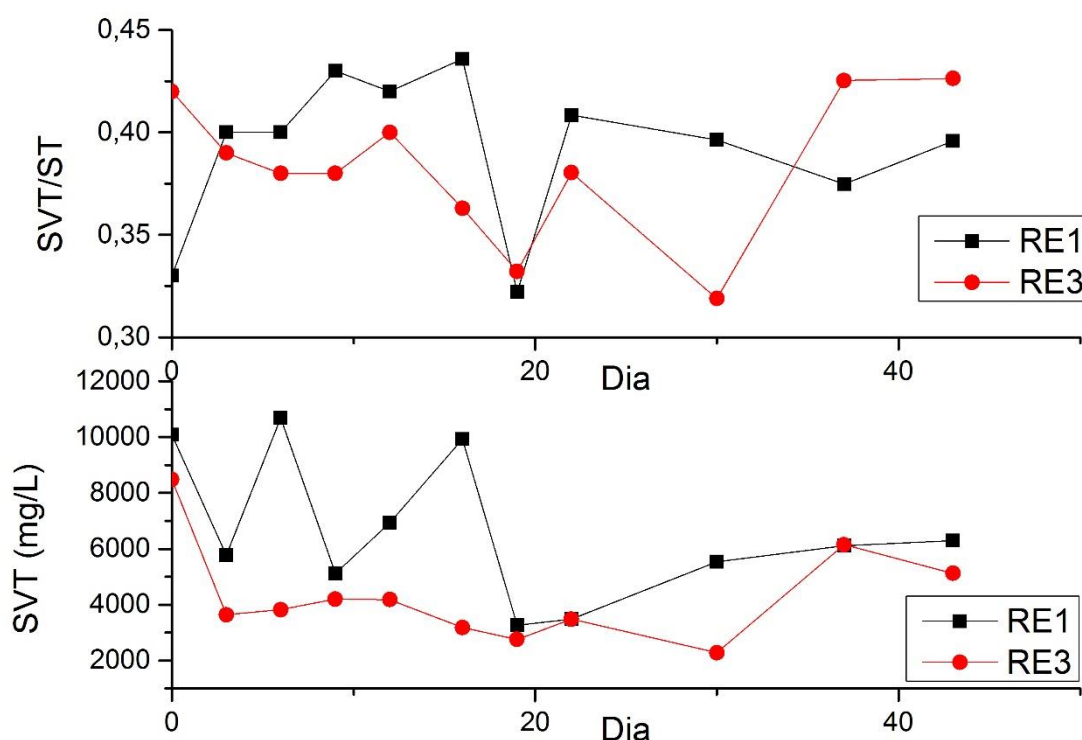
TABELA 24 - CONJUNTO DE SÓLIDOS FIXOS E VOLÁTEIS TOTAIS NA ETAPA DE BIOESTIMULAÇÃO

Data	Dias com bioaumento	RE1 (mg/L)			RE3 (mg/L)		
		ST	SFT	SVT	ST	SFT	SVT
06/jun	0°	30605	20525	10080	20135	11655	8480
09/jun	3°	14430	8660	5770	9360	5720	3640
13/jun	6°	26650	15960	10690	10140	6320	3820
16/jun	9°	12010	6890	5120	11060	6860	4200
20/jun	12°	16630	9690	6940	10500	6320	4180
24/jun	16°	22760	12840	9920	8760	5580	3180
27/jun	19°	10120	6860	3260	8310	5550	2760
30/jun	22°	8520	5040	3480	9150	5670	3480
08/jul	30°	13950	8420	5530	7150	4870	2280
15/jul	37°	16300	10190	6110	14460	8310	6150
21/jul	43°	15920	9620	6300	12010	6890	5120

Porém, ao se analisar a razão de SVT/ST, observa-se um aumento desse valor até o 16° dia, com um valor médio de 0,42. Dessa maneira, percebe-se que houve crescimento da concentração dos sólidos voláteis em relação ao dos sólidos fixos, o que indica o crescimento dos microrganismos no RE1. No entanto, no 19° dia de operação da bioestimulação, o valor dessa relação reduziu para 0,32, e logo depois voltou a aumentar. Esse comportamento pode ser função de uma alimentação imprecisa do lixiviado ou da solução de Wolfe, ou ainda resultado do processo de retirada da amostra.

A estabilidade do RE1 pode ser verificada através da análise da relação AT/AVT, que teve um valor médio de 13,6 durante a bioestimulação, e através da relação AI/AP, com valor médio de 0,16. Porém, nas últimas duas medições, esses 2 parâmetros indicaram uma tendência de instabilidade no RE1, como apresentado na Figura 13a. A eficiência da redução da DQO influente melhorou, com um valor médio de aproximadamente 72% após o início da bioestimulação.

FIGURA 19 - ANÁLISE DE SÓLIDOS VOLÁTEIS TOTAIS; A) CONCENTRAÇÃO DE SVT; B) RELAÇÃO SVT/ST



Para o RE3, a concentração de sólidos voláteis totais reduziu com a adição da solução Wolfe e da solução de vitaminas. Para a relação SVT/SF, também houve redução ao longo das medições, o que indica que a bioestimulação para esse reator teve comportamento contrário ao esperado.

No 30º dia de operação, a solução de vitaminas parou de ser alimentada ao RE3. A partir desse momento, houve um aumento na concentração de SVT e na relação SVT/ST, o que indica um início da recuperação do RE3 no tratamento do lixiviado.

A estabilidade do reator, avaliada pela relação AT/AVT, resultou em um valor médio de 7,29, e está acima do valor mínimo de 2,5, porém reduziu em comparação aos valores obtidos antes do início da bioestimulação, o que indica uma tendência de instabilidade no reator. A relação AI/AP teve um valor médio de 0,24, inferior ao limite de 0,3 para reatores instáveis, porém mostrou tendência para a instabilidade após o início da bioestimulação.

A eficiência da redução da DQO afluente teve uma grande queda com a bioestimulação, com o valor de 39% no 30º dia de operação. Com a decisão de deixar

de alimentar o reator com vitaminas, a eficiência da redução de DQO voltou a subir, com o valor de 52% no 43° dia de operação, o que indica a estabilidade do reator.

Foram realizados o teste AME, para o RE1 e RE3, para o 14° e 43° dia após o início dessa etapa, e o volume acumulado de metano pelo tempo para esses reatores apresentado nos Apêndices VII, VIII, IV e X, respectivamente. O resultado de todos os testes AME, antes e após o início da bioestimulação, são sintetizados na Tabela 25, assim como a produção de metano acumulado pelo tempo.

TABELA 25 – SÍNTESE DOS RESULTADOS DO TESTE AME ANTES E DEPOIS DA BIOESTIMULAÇÃO

Reator	Dia	COV (kg DQO/m ³ d)	Metano acumulado por tempo (mL/h)	AME (gDQO/gSVT.d)
RE1	0	-	2,1	0,50
	126°	0,2	2,5	0,61
	363°	0,5	4,48	1,09
	363°		Início da bioestimulação	
	377°	0,5	4,94	1,20
	408°	0,5	4,05	0,98
RE3	0	-	2,64	0,64
	347°	0,5	0,86	0,21
	347°		Início da bioestimulação	
	361°	0,5	0,15	0,04
	391°	0,5	2,76	0,67

Para o RE1, os resultados para os ensaios para a atividade metanogênica foram 1,09, 1,20 e 0,98 g DQO/SVT d, para o início, para o 14° e para o 43° dia da bio-estimulação, respectivamente. O aumento da AME no 14° dia sugere que a solução Wolfe influenciou positivamente na produção de biogás durante um curto período, enquanto em um período maior (44° dias de operação) pode ter ocasionado a instabilidade do reator, em razão da redução do valor da AME, e dos parâmetros anteriormente discutidos (AVT/AT, AI/AP e redução de DQO).

Rocha (2011), com a avaliação do lodo no tratamento de lixiviado em reator estático de bancada, obteve um valor para a AME de 1,11 g DQO/gSVT.d, para a COV de 2 kgDQO/m³ d, para um período de inoculação de 40 dias. Observa-se que no RE1, mesmo com uma COV do reator 4 vezes menor do valor aplicado por Rocha (2011), foi obtido um valor de AME superior no 377° dia de operação, o que indica que o tempo de inoculação maior pode favorecer uma maior produção de metano, mesmo com COVs aplicadas menores. Weber (2006), no tratamento do efluente de uma fábrica de refrigerantes, obteve um valor do teste AME de 0,57 g DQO/gSVT.d, com uma COV aplicada de 2 kg DQO/m³d. Observa-se nesse caso que, no RE1, com uma

COV aplicada aproximadamente 4 vezes menor, o valor observado do teste AME foi aproximadamente o dobro. Raposo e colaboradores (2009), ao avaliaram o lodo de inoculação proveniente de um reator anaeróbio de tratamento de efluente de cervejaria, observaram um valor de 0,99 g DQO/gSVT.d, também menor ao valor da AME observada no RE1.

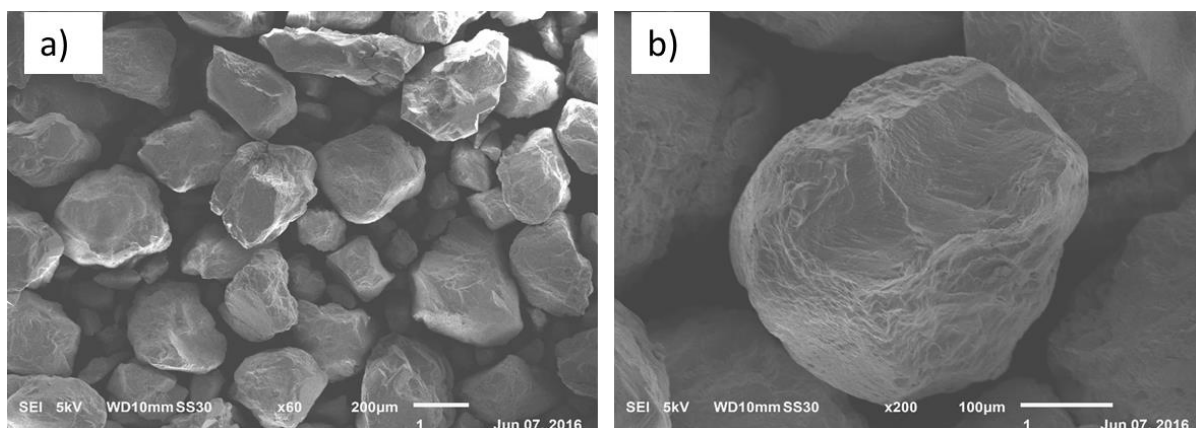
Para o RE3, a adição da solução Wolfe e da solução de vitaminas ocasionou a redução do valor da AME, de 0,21 g DQO/gSVT.d para 0,04 g DQO/gSVT.d. Essa redução sugere, em conjunto com a redução de sólidos voláteis totais no reator, que o acréscimo da solução de vitaminas causou um choque no crescimento dos microrganismos, o que resultou na instabilidade do RE3 e a quase inibição de produção de metano. Porém, antes de bioestimulação, os valores da AME haviam reduzido, e dessa forma o RE3 poderia estar instável antes do processo de bioestimulação.

Após cessar a alimentação do lixiviado com a solução de vitaminas, observou-se um aumento no valor do teste AME no 43º dia de operação, com o valor de 0,67 g DQO/gSVT.d, próximo a AME realizada para o lodo bruto, o que sugere a estabilidade do RE3.

4.4 MEV DA AREIA E EDS PARA O LA1 E LA3

Para melhor análise do material suporte a ser utilizado no RBLFa, foi realizada uma microscopia eletrônica de varredura para a areia de 357 µm. Na Figura 20 é apresentada a MEV dos grãos de areia

FIGURA 20 - MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA PARA A AREIA DE 357 µm



Legenda: a) conjunto de grãos de areia b) grão isolado

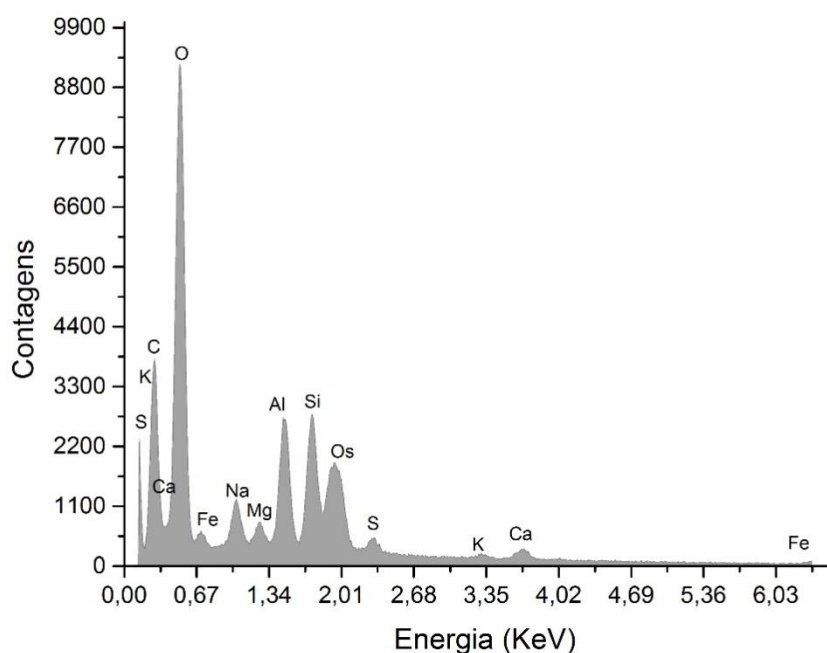
Com essa análise, é possível visualizar formatos irregulares para essa granulometria, o que indica que o valor adotado de esfericidade de 0,7, diferente de 1 para partículas esferoidais, é uma aproximação necessária para essa pesquisa.

Foram realizadas a análise MEV para os lodos retirados do RE1 e do RE3, porém as imagens foram comprometidas pela falta da realização da etapa de metalização, e por isso não inseridas nesse trabalho.

As Figuras 21 e 22 apresentam os valores da composição química da análise de EDS, para o RE1 e RE3, respectivamente. Elementos com número atômico menor que 11, como é o caso do hidrogênio e nitrogênio, podem não ser detectados, em função da limitação da análise e composição da amostra (DEDAVID 2007).

Observa-se a presença, em ambos os reatores, do ósmio, resultante do processo da preparação da amostra. Micronutrientes, como sódio, cálcio, alumínio, magnésio e silício, componentes da solução adaptada de Wolfe, também foram detectados pela análise em ambos os reatores. Porém, o potássio só foi detectado no RE1.

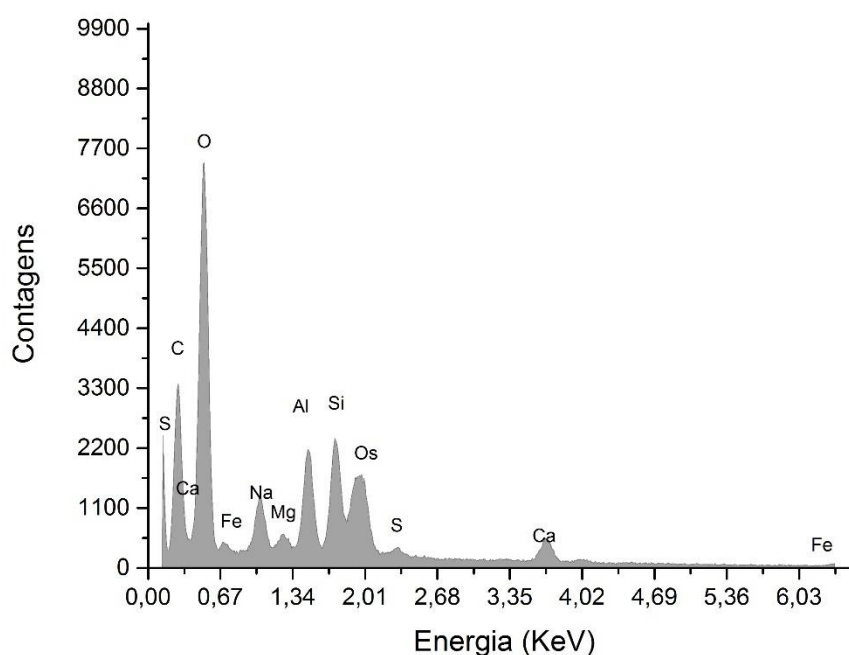
FIGURA 21 - ANÁLISE EDS PARA O LODO DO RE1 NO INÍCIO DA BIOESTIMULAÇÃO



Em função dos resultados apresentados nas Figuras 21 e 22, observa-se que a análise de EDS é uma ferramenta adequada para verificação da existência de

compostos químicos na amostra estudada. Ainda, pode ser avaliada os aspectos quantitativos, que consiste em avaliar a superfície dos picos que é proporcional à quantidade de átomos. Dessa maneira, pode-se ter uma medida indireta entre a relação de matéria orgânica (carbono) com os demais compostos químicos. Nas Figuras 21 e 22 se observa um pico levemente superior para o carbono no RE1, o que indiretamente sugere uma maior quantidade de microrganismos nesse reator, como foi anteriormente verificado pela concentração de sólidos voláteis totais em cada reator, apresentado na Tabela 24 (10080 mg/L e 8480 mg/L, para o RE1 e RE3, respectivamente)

FIGURA 22 - ANÁLISE EDS PARA O LODO DO RE3 NO INÍCIO DA BIOESTIMULAÇÃO



4.5 CALIBRAÇÃO DO VENTURI

A média das vazões observadas nos sensores de vazão e a diferença de pressão correspondente observada na coluna de mercúrio, durante o processo de calibração do Venturi, são apresentadas na Tabela 26, assim como o erro (%) e o desvio padrão dessas vazões. Foi observado que o desvio padrão entre as vazões foi inferior a 1% em praticamente todas as medições (somente a medição 18 ficou acima, com 1,1%), o que indica uma boa correspondência de leituras dos sensores de vazão.

A partir dos resultados obtidos foi produzido um gráfico da vazão média pela diferença de pressão, conforme apresentado na Figura 23. A linha de tendência resultante mostrou ser do tipo potência (de ordem 0,5), o que indica que o conjunto de dados de vazão aumenta em uma taxa específica com o aumento do valor da diferença de pressão. O valor de R^2 resultante foi de 0,9909 de adequação, o que indica uma boa correspondência entre os valores lidos e os calculados pela correlação, apresentada pela Equação 18.

$$Q = 0,2491 (\Delta P)^{0,5042} \quad (18)$$

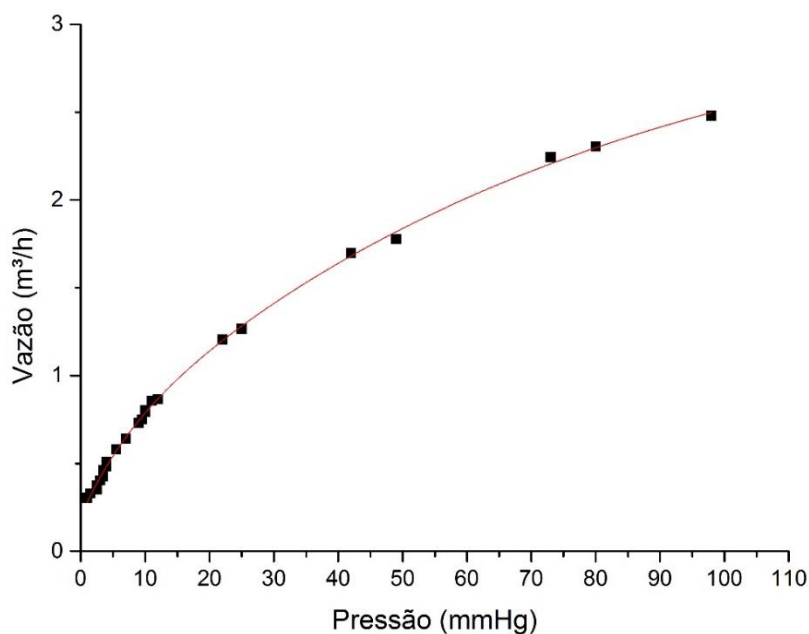
Em que: Q (m³/h) é a vazão observada e ΔP (mmHg) é a diferença de pressão correspondente na coluna de mercúrio.

TABELA 26 - VAZÃO MÉDIA E DIFERENÇA DE PRESSÃO NA CALIBRAÇÃO DO VENTURI

Medição	Pressão mmHg	Vazão média m³/h	Desvio padrão das vazões	Erro m³/h
1	1	0,305	0,6%	0,0017
2	2,5	0,352	0,4%	0,0012
3	3	0,406	0,5%	0,0022
4	3,5	0,463	0,5%	0,0024
5	4	0,509	0,1%	0,0005
6	5,5	0,583	0,4%	0,0024
7	7	0,643	0,3%	0,0016
8	9,5	0,733	0,4%	0,0029
9	10	0,797	0,4%	0,0031
10	12	0,860	0,4%	0,0037
11	11	0,869	0,5%	0,0041
12	22	1,209	0,3%	0,0041
13	42	1,705	0,4%	0,0070
14	49	1,785	0,5%	0,0086
15	73	2,252	0,4%	0,0091
16	25	1,272	0,5%	0,0070
17	9	0,754	0,5%	0,0038
18	1,5	0,333	1,1%	0,0036
19	2,5	0,377	0,7%	0,0025
20	3,5	0,428	0,7%	0,0029
21	4	0,485	0,2%	0,0009
22	10	0,806	0,3%	0,0026
23	80	2,314	0,5%	0,0109
24	98	2,486	0,3%	0,0070

A partir da equação resultante, estimou-se a vazão para cada medição e calculou-se o erro em relação à vazão média obtida pelos sensores. Na Tabela 27 são apresentados esses valores.

FIGURA 23 - CURVA DE CALIBRAÇÃO DO VENTURI



Observa-se que o erro máximo das medições foi de, aproximadamente, 12%, em que para essa medição o Venturi poderia fornecer um valor de até 12% maior que o real. O erro mínimo observado foi de 18%, e a média dos erros máximos e mínimos foi de 4,6% e 3,6 %, respectivamente.

TABELA 27 - VAZÃO MÉDIA E ESTIMADA DO TUBO VENTURI

Medição	Vazão média <i>m³/h</i>	Vazão est <i>m³/h</i>	Erro %	Medição	Vazão média <i>m³/h</i>	Vazão est <i>m³/h</i>	Erro %
1	0,305	0,25	-18,42%	13	1,705	1,89	-3,80%
2	0,352	0,41	12,43%	14	1,785	2,05	-0,70%
3	0,406	0,45	6,76%	15	2,252	2,55	-3,76%
4	0,463	0,49	1,11%	16	1,272	1,43	-0,75%
5	0,509	0,53	-1,61%	17	0,754	0,82	-0,01%
6	0,583	0,63	0,92%	18	0,333	0,31	-8,23%
7	0,643	0,72	3,34%	19	0,377	0,41	4,97%
8	0,733	0,84	5,69%	20	0,428	0,49	9,46%
9	0,797	0,87	-0,25%	21	0,485	0,53	3,25%
10	0,860	0,96	1,43%	22	0,806	0,87	-1,28%
11	0,869	0,91	-3,97%	23	2,314	2,68	-1,93%
12	1,209	1,33	-2,10%	24	2,486	2,99	1,11%

4.6 TESTES HIDRÁULICOS DO REATOR DE LEITO FLUIDIZADO

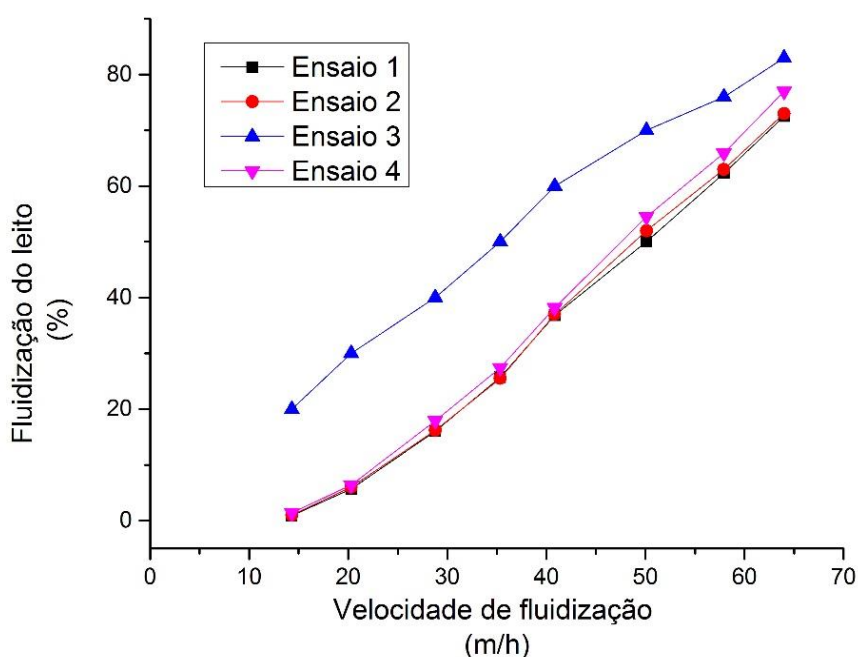
Os testes hidráulicos foram realizados com a variação de quatro parâmetros: granulometria e quantidade de areia; e tipo e quantidade de material utilizado como distribuidor do fluxo. Foram avaliadas a fluidização do leito e a formação de canais preferenciais. No total, foram realizados 10 ensaios.

Primeiramente, avaliou-se a fluidização da areia com diâmetro médio geométrico de 357 μm . Os valores das variáveis utilizadas e as expansões do leito em cada ensaio são apresentados na Tabela 28. A comparação entre a fluidização obtida em cada ensaio é apresentada na Figura 24.

Os ensaios 1, 2 e 4 apresentaram fluidização do leito similares em relação ao aumento da vazão. Entretanto, quando comparado aos demais ensaios, no ensaio 4, em que não foi utilizado nenhum tipo de material para distribuição de fluxo, observou-se maior formação de canais preferenciais. Ainda, no ensaio 4, o leito apresentou fluidização somente a partir da velocidade de 40,83 m/h, e comportou-se como leito expandido em velocidades inferiores. O ensaio 3, com menor altura de leito, equivalente a 10% do volume útil do reator, aproximadamente, apresentou características de leito expandido em todas as vazões avaliadas, e não características de fluidização, no qual é esperado uma maior agitação e mistura das partículas.

TABELA 28 - VARIÁVEIS DO TESTE HIDRÁULICO COM AREIA ($\approx 357 \mu\text{m}$)

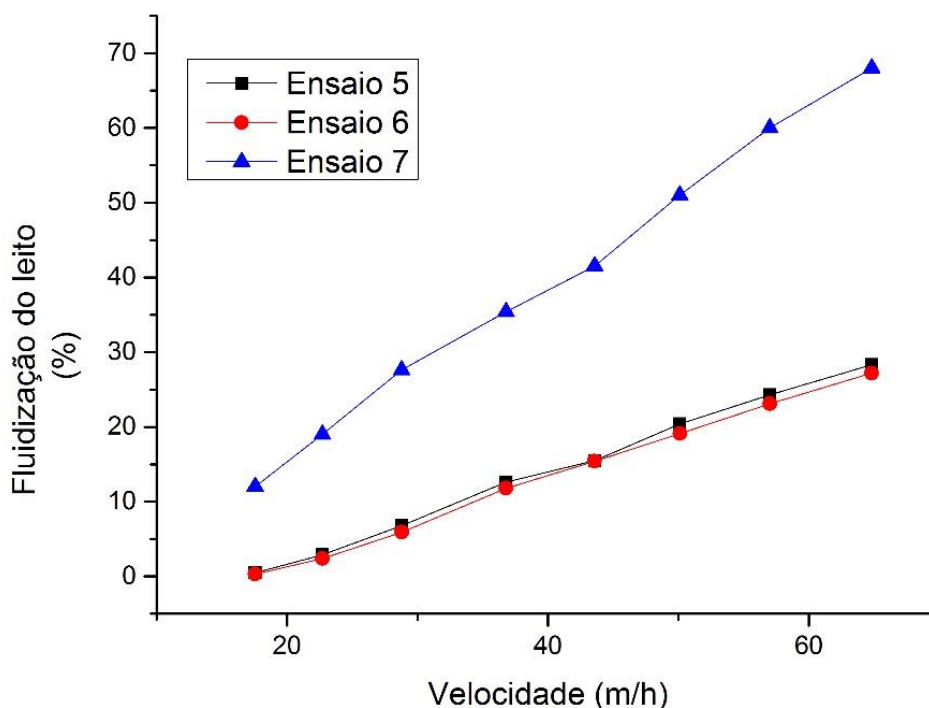
Variáveis		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4
Altura leito (cm)		10,6	10,4	5	10,8
Vsuporte/Vreator (%)		21,6	21,2	10,2	22,0
Altura distribuição (cm)		6	6	6	-
Tipo distribuição		Esfera de vidro	Anéis de rashig	Esfera de vidro	Nenhum
Vazão (m^3/h)	Velocidade (m/h)	Exp (%)	Exp (%)	Exp (%)	Exp (%)
0,124	10,09	-	-	-	-
0,176	14,31	0,9	1	20	1,4
0,249	20,30	5,7	6	30	6,4
0,353	28,79	16,0	16,2	40	17,9
0,433	35,32	25,7	25,5	50	27,4
0,501	40,83	36,8	37	60	38,2
0,615	50,10	50,0	52	70	54,5
0,711	57,92	62,3	63	76	65,9
0,785	63,99	72,5	73	83	77

FIGURA 24 - FLUIDIZAÇÃO DO LEITO PARA A AREIA ($\phi = 357 \mu\text{m}$) COM 4 DIFERENTES ENSAIOS

Em seguida à análise da areia de $357 \mu\text{m}$, a areia com diâmetro médio geométrico de $505 \mu\text{m}$ foi avaliada. Examinou-se as características de fluidização com a mudança do tipo e quantidade do material utilizado como distribuidor, assim como a quantidade de material suporte. É apresentando na Tabela 29 os valores utilizados para os ensaios, enquanto na Figura 25 é apresentado as fluidizações do leito com o aumento da vazão.

TABELA 29 - VARIÁVEIS DO TESTE HIDRÁULICO COM AREIA ($\phi = 505 \mu\text{m}$)

Variáveis		Ensaio 5	Ensaio 6	Ensaio 7
Altura leito (cm)		10,3	10,6	5
Vsuporte/Vreator (%)		21,0	21,6	10,2
Altura distribuição (cm)		6	6	6
Tipo distribuição		Esfera de vidro	Anéis de rashig	Esfera de vidro
Vazão (m^3/h)	Velocidade (m/h)	Exp(%)	Exp(%)	Exp(%)
0,176	14,31	-	-	-
0,215	17,56	0,5	0,3	12,0
0,279	22,72	2,9	2,4	19,0
0,353	28,79	6,8	5,9	27,6
0,451	36,78	12,6	11,8	35,4
0,535	43,57	15,5	15,4	41,5
0,615	50,10	20,4	19,1	51,0
0,699	57,00	24,3	23,1	60,0
0,795	64,81	28,3	27,2	68,0

FIGURA 25 - FLUIDIZAÇÃO DO LEITO PARA A AREIA ($\phi = 505 \mu\text{m}$) COM 3 DIFERENTES ENSAIOS

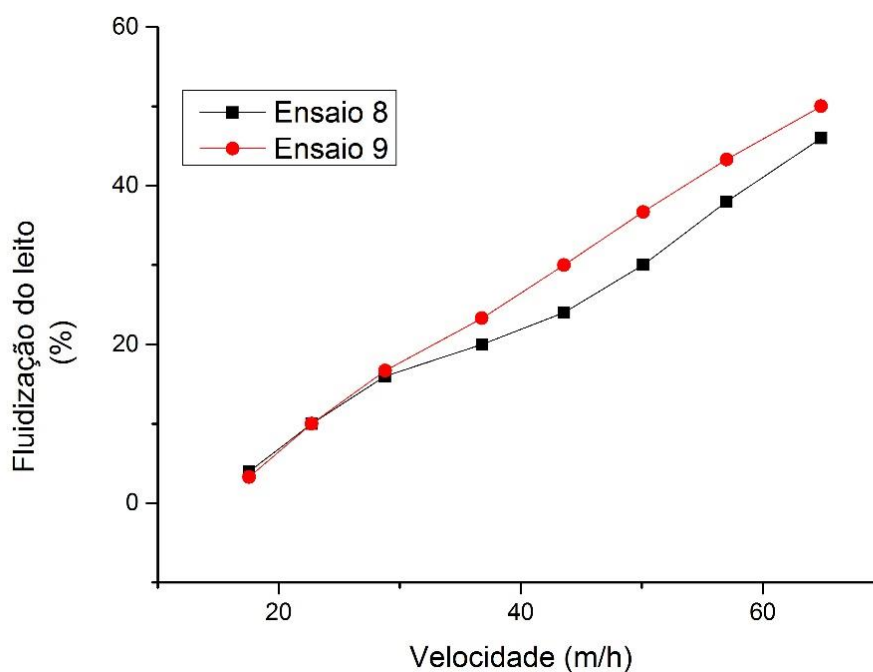
Para a areia com diâmetro de $505 \mu\text{m}$ as expansões do leito foram menores do que para a areia com diâmetro de $357 \mu\text{m}$. Entretanto, não apresentaram diferença em relação ao tipo de distribuidor utilizado. Nos três ensaios foi observada formação de canais preferenciais para a granulometria da areia utilizada. Novamente, para uma menor quantidade de material suporte, representado pelo ensaio 7, foi observada a expansão do leito, mas sem fluidização do meio, assim como observado para a areia com diâmetro de $357 \mu\text{m}$.

Um outro ensaio foi realizado para avaliar as condições operacionais para a areia com diâmetro médio geométrico de $714 \mu\text{m}$. Foram realizadas duas análises para esta granulometria, com a variação da altura do material de distribuição. Na Tabela 30 são apresentados os valores utilizados para os ensaios. Na Figura 26 é apresentada a fluidização do leito resultante das condições operacionais.

TABELA 30 - VARIÁVEIS DO TESTE HIDRÁULICO COM AREIA ($\phi = 714 \mu\text{m}$)

Variáveis		Ensaio 8	Ensaio 9
Altura leito (cm)		5	5
Vsuporte/Vreator (%)		10,2	10,2
Altura distribuição (cm)		6	3
Tipo distribuição		Esferas de vidro	Esferas de vidro
Vazão (m^3/h)	Velocidade (m/h)	Exp(%)	Exp(%)
0,215	17,56	-	-
0,215	17,56	4,0	3,3
0,279	22,72	10,0	10,0
0,353	28,79	16,0	16,7
0,451	36,78	20,0	23,3
0,535	43,57	24,0	30,0
0,615	50,10	30,0	36,7
0,699	57,00	38,0	43,3
0,795	64,81	46,0	50,0

Para os ensaios 8 e 9 foram observadas expansões de leito similares entre si. A fluidização do leito só foi observada a partir da velocidade de 57 m/h.

FIGURA 26 - FLUIDIZAÇÃO DO LEITO PARA A AREIA ($\phi = 714 \mu\text{m}$) COM 2 DIFERENTES ENSAIOS

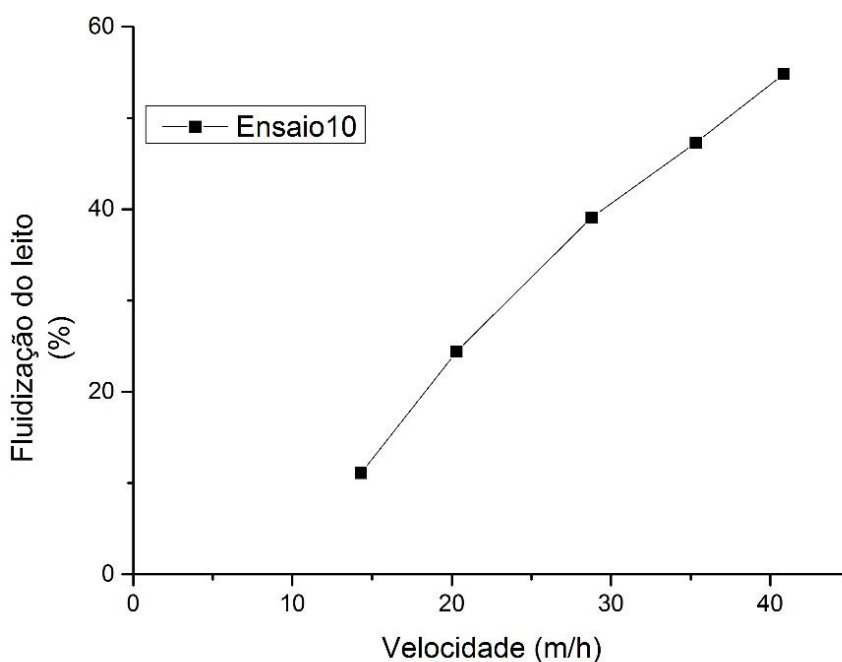
Como a formação de canais preferenciais foi observada em todos os ensaios, na tentativa de melhorar a distribuição do fluxo, foi construído um segundo distribuidor, com diâmetro interno igual ao da seção cilíndrica do reator. Assim, foi realizado um

último ensaio, com o segundo distribuidor, para a areia de 357 μm . O material de distribuição foi mantido para essa etapa (esferas de vidro). Na Tabela 31 são apresentadas as variáveis do ensaio, e na Figura 27 é apresentada a fluidização com o aumento da vazão.

TABELA 31 - VARIÁVEIS DO TESTE HIDRÁULICO COM AREIA ($\phi = 357 \mu\text{m}$) E 2º DISTRIBUIDOR

Variáveis		Ensaio 10
Areia (μm)		357
Altura leito (cm)		9,7
Vsuporte/Vreator (%)		19,8
Altura distribuição (cm)		6,5
Tipo distribuição		Esferas de vidro
Vazão (m^3/h)	Velocidade (m/h)	Exp(%)
0,124	10,09*	-
0,176	14,31	11,1
0,249	20,30	24,4
0,353	28,79	39,1
0,433	35,32	47,3
0,501	40,83	54,8

FIGURA 27 - FLUIDIZAÇÃO DO LEITO PARA A AREIA ($\phi = 357 \mu\text{m}$) COM SEGUNDO DISTRIBUIDOR



As expansões obtidas para este teste foram superiores às aquelas obtidas com o reator sem o segundo distribuidor, e com areia de mesma granulometria. Os canais

preferenciais continuaram a ser observados, entretanto em menor intensidade ou frequência. A fluidização, para este último ensaio, foi homogênea e observada desde a menor velocidade de fluidização aplicada.

Para essa pesquisa, determinou-se como condição ótima de fluidização para o futuro tratamento de lixiviado, uma expansão próxima de 20% do leito tratamento do lixiviado. Com isso, para areia de 357 μm , a velocidade de operação do reator foi aproximadamente 20,30 m/h, com uma vazão resultante de 0,25 m³/h.

Em relação a velocidade de fluidização máxima, determinada a partir do ponto de arraste de partículas, foi observado o valor próximo a 55 m/h, para as menores partículas de areia.

4.6.1 Velocidade mínima de fluidização teórica e prática

As velocidades de fluidização teóricas foram calculadas a partir da equação de Ergun, apresenta na Seção 3.7.1, de Material e Métodos. Para a determinação da velocidade de fluidização prática, observou-se nos testes hidráulicos o momento em que era iniciado o processo de expansão do leito de areia, sendo registrada a vazão equivalente para essa condição. As velocidades teóricas e práticas, para as areias com diâmetro médio geométrico de 357 μm , 505 μm e 714 μm são apresentadas na Tabela 32.

TABELA 32 - VELOCIDADE MÍNIMA DE FLUIDIZAÇÃO TEÓRICA PARA AS AREIAS COM DIÂMETROS DE 357 μm , 505 μm E 714 μm

Velocidade mínima	357 μm	505 μm	714 μm
Teórica (m/h)	7,03	12,52	22,1
Prática (m/h)	10,09	14,31	26,5
Erro (%)	-30,3	-12,5	-16,7

Como pode ser observado a partir dos dados apresentados na Tabela 32, as velocidades de fluidização teórica e prática, para as 3 granulometrias analisadas, não foram próximas. A diferença observada entre os valores pode ser função da esfericidade considerada para a areia e da granulometria média do material leito.

A velocidade mínima de fluidização prática observada para a areia com granulometria de 357 μm foi de 10,09 m/h. A velocidade de fluidização teórica foi de 7,03 m/h, e o erro relativo de 30,3%. Para este caso, para a obtenção de velocidade mínima de fluidização, extrapolou-se a reta apresentada na Figura 27, conforme procedimento adotado por Kida e colaboradores (1990). Assim, o valor obtido foi de

6,16 m/h, próximo da velocidade teórica calculada, o que indica um bom método para determinação de baixas vazões.

Para a areia com diâmetro de 505 μm , o valor da velocidade mínima de fluidização prática foi de 14,31 m/h, e o valor teórico de 12,52 m/h. Turan e colaboradores (2005) trataram lixiviado de aterro sanitário em reator de leito fluidizado cilíndrico, com volume total de 13 L e diâmetro interno de 100 mm, utilizando areia com granulometria de 500 μm , porosidade de 0,48 e esfericidade de 0,75. A velocidade mínima de fluidização determinada foi de 21,96 m/h.

4.6.2 Avaliação do decantador secundário

Foram realizados 2 testes para a verificação da necessidade do decantador secundário para reter o material particulado que sai do reator.

Os testes foram realizados para a areia de 357 μm , com expansões de leito de aproximadamente 20 e 30%, durante um período de 10 horas. O reator foi preenchido em 20% do seu volume útil com material suporte para ambos os testes.

Não foi verificado nenhuma quantidade de material suporte após o período de operação, o que sugere a boa eficiência de retenção do material particulado no decantador primário. Porém, como o reator anaeróbio de leito fluidizado, ao se tratar água residuárias, deverá ficar em operação por meses, os resultados dessas avaliações podem ser prematuros.

5 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Os resultados do monitoramento dos reatores estáticos de bancada, por um período superior a um ano, indicam que uma fase de inoculação, aclimação e bioestimulação podem resultar em um lodo melhor adaptado ao substrato, assim como uma partida mais rápida para o reator. Para o RE1, o teste AME teve um aumento de 0,50 g DQO/gSVT.d para 1,09 g DQO/gSVT.d, em um período de 363 dias, durante a etapa de inoculação. Com a adição da solução alcalina de Wolfe, na etapa de bioestimulação, houve um aumento do valor do teste AME para 1,20 g DQO/gSVT.d, após um período de somente 14 dias, o que sugere que a bioestimulação acelera o processo de aclimação, e indicada como uma última etapa da inoculação antes da transferência para o reator anaeróbio de leito fluidizado.

Porém, a bioestimulação deve ser realizada com cautela, pois as soluções utilizadas como estimulantes, assim como suas concentrações, podem provocar a inibição dos microrganismos anaeróbios. No RE3, no período de inoculação, o teste AME teve uma redução de 0,64 g DQO/gSVT.d para 0,21 g DQO/gSVT.d, após um período de 347 dias, o que indica que a fase de inoculação teve o resultado oposto do esperado. Durante a etapa de bioestimulação, houve uma redução para 0,04 g DQO/gSVT.d, após 14 dias, em que foram utilizados como estimulantes a solução adaptada de Wolfe e uma solução de vitaminas. Foi observado uma forte queda no valor do teste AME durante o curto período de bioestimulação, o que pode indicar que a bioestimulação, com essas soluções e concentrações, provocou um impacto negativo na adaptação e crescimento dos microrganismos. Porém, não se pode afirmar tal sugestão, pois o lodo já apresentava redução no valor do teste AME antes da etapa de bioestimulação.

Em relação aos critérios de estabilidade, observou-se que os 3 reatores estáticos operaram em estabilidade durante todo o período, com exceção da fase inicial de inoculação, em que foi utilizado o lixiviado com acréscimo de uma fonte de carbono, que sugere ser a causa da instabilidade. Nesta pesquisa, os lixiviados L2m e L2n apresentaram as melhores qualidades de substrato para o inóculo, principalmente em função de sua maior DQO.

A partir do longo tempo de inoculação do lodo, dos bons resultados do teste AME e da estabilidade dos reatores estáticos de bancada, espera-se que em uma

futura inoculação do reator de leito fluidizado, assim como sua performance na degradação da matéria orgânica, apresente bom rendimento.

Em relação aos testes hidráulicos, os resultados apresentam, para esse reator de leito fluidizado, as informações necessárias para o início da operação de tratamento de lixiviado, com diferentes granulometrias e expansões de leito. Foi observado que a instalação do segundo distribuidor, na região cilíndrica, provocou uma melhor fluidização e distribuição de fluxo. Ainda, recomenda-se para futuros estudos nesse reator, a utilização da areia de 357 μm , em que foi observada as melhores condições de fluidização.

Com o inóculo já adaptado nos reatores estáticos de bancada, recomenda-se um período de inoculação menor no RBLFa, e o aumento da COV para valores próximos a 2,5 $\text{kg/m}^3\text{d}$ nesse período inicial.

Para trabalhos futuros, recomenda-se a análise dos crescimentos dos microrganismos aderidos ao suporte sólido do reator de leito fluidizado, em diferentes seções do reator e com diferentes COV aplicadas.

6 REFERÊNCIAS

- ABRELPE – Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e potencial energético na destinação de resíduos sólidos. 2014
- ADLER, I.L.; HAPPEL, J. The fluidization of smooth spheres in liquid media. **Chem Eng.Pro.Symp Ser.** v58, p.98-105, 1962
- AQUINO, S. F, CHERNICHARO, C. A. L, FORESTI, E, SANTOS, M. L F, MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Eng. Sanit. Ambient**, 12(2), 192-201. 2007.
- ARNAIZ, C.; GUTIERREZ, J. C.; LEBRATO, J. Support material selection for anaerobic fluidized bed reactors by phospholipid analysis. **Biochemical engineering journal**, v. 27, n. 3, p. 240-245, 2006.
- APHA- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standart Methods for the examination of water and wastewater, ed. 20, 1368 p. Washington: Hardcover, 1998.
- BERGAMO, C. A; MONACO, R; RATUSZNEI, S.M; DOMINGUES, J.A; ZAIAT,M; FORESTI, E. . Effects of temperature at different organic loading levels on the performance of a fluidized-bed anaerobic sequencing batch bioreactor. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 48, n. 3, p. 789-796, 2009.
- BLANCO, V. D; ENCINA, P.A. G; FDZ-POLANCO, F. Effects of biofilm growth, gas and liquid velocities on the expansion of an anaerobic fluidized bed reactor (AFBR). **WaterResearch**, v. 29, n. 7, p. 1649-1654, 1995.
- BOONE,D,R.; WHITMAN, W.B; ROUVIÈRE, P. Diversity and taxonomy of methanogens. In: **Methanogenesis**. Springer US, p. 35-80. 1993
- BOENING,P.H;LARSEN,V.F.Anaerobic fluidized bed whey treatment. **Biotechnology and bioengineering**, v. 24, n. 11, p. 2539-2556, 1982
- BORJA, R.; BANKS, C. J. Response of an anaerobic fluidized bed reactor treating ice-cream wastewater to organic, hydraulic, temperature and pH shocks. **Journal of Biotechnology**, v. 39, n. 3, p. 251-259, 1995.
- BORJA, Rafael; BANKS, Charles J.; WANG, Zhengjian. Effect of organic loading rate on anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in a fluidised-bedreactor. **Bioresource technology**, v. 52, n. 2, p. 157-162, 1995.
- BORJA, R., GONZALEZ, E, RAPOSO, F; MILLÁN, F; MARTÍN, A;. Performance evaluation of a mesophilic anaerobic fluidized-bed reactor treating wastewater derived from the production of proteins from extracted sunflower flour. **Bioresource technology**, v. 76, n. 1, p. 45-52, 2001.
- BRAGA, M. C. B. Estudo da eficiência dos processos bioquímicos em um reator anaeróbio de leite fluidizado automatizado. Dissertação de mestrado. Departamento de Bioquímica. Universidade Federal do Paraná.1989
- BRYANT, M. P. Microbial methane production—theoretical aspects. **Journal of Animal Science**, v. 48, n. 1, p. 193-201, 1979.
- BULL, M. A.; STERRITT, R. M.; LESTER, J. N. Response of the anaerobic fluidized bed reactor to transient changes in process parameters. **Water Research**, v. 17, n. 11, p. 1563-1568, 1983.

- BULL, M A.; STERRITT, R. M.; LESTER, J. N. An evaluation of single-and separated-phase anaerobic industrial wastewater treatment in fluidized bed reactors. **Biotechnology and bioengineering**, v. 26, n. 9, p. 1054-1065, 1984.
- CEÇEN, O. Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic wastewater. **Environ. Eng. Sci.**v. 21,p.303–312. 2004
- CHEN, Y.; CHENG, J.J.; CREAMER, K S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource technology**, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, 2008
- CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v. 5, 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007.
- CLARKE, A. R; Eberhardt, C.N. Microscopy techniques for materials science. Woodhead Publishing, 1ºed. 2002
- CONVERTI, A.; DEL BORGH, M.; FERRAILOLO, G. Influence of organic loading rate on the anaerobic treatment of high strength semisynthetic waste waters in a biological fluidized bed. **The Chemical Engineering Journal**, v. 52, n. 1, p. B21–B28, 1993.
- DEDAVIC, B.A; GOMES, C. I; MACHADO, G. Microscopia eletrônica de varredura: aplicações e preparação de amostras. Centro de microscopia eletrônica e microanálise (CEMM). 2007.
- DI FELICE, R. Hydrodynamics of liquid fluidisation. **Chem Eng Sciv.**50, p. 1213-1245,1995.
- DIAS , N. C.; STEINER, P. C.; BRAGA, M. C.B; Characterization and modification of a clay mineral used in adsorption tests. **Journal of Minerals and Materials Characterization and Engineering**. v3, p 277-288 2015
- FERNÁNDEZ, N. et al. Real evidence about zeolite as microorganisms immobilizer in anaerobic fluidized bed reactors. **Process Biochemistry**, v. 42, n. 4, p. 721-728, 2007
- EPSTEIN, N. Liquid-solids fluidization In: YANG, W.C. **Handbook of fluidization and fluid particle system**. p.705-764.2003
- ESCUDIÉ, R; CRESSON, R; DELGENÈS, J.P; BERNET,N. Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: an overview of 15 years of research. **Water research**, v. 45, n. 1, p. 1-10, 2011.
- GAO, D. W.;HU, Q.; YAO, N.Q. R.WU, W.M.Integrated anaerobic fluidized-bed membrane bioreactor for domestic wastewater treatment. **Chemical engineering journal**, v. 240, p. 362-368, 2014.
- Goux e colaboradores (2016),
- HAROUN, M; IDRIS, A. Treatment of textile wastewater with an anaerobic fluidized bed reactor. **Desalination**, v. 237, n. 1, p. 357-366, 2009.
- HEIJNEN, J. J.; MULDER, A.; ENGER, W.; HOEKS, F. Review on the Application of Anaerobic Fluidized Bed Reactors in Waste-water Treatment. , v. 41, p. 37–50, 1989
- JEWELL, W. J. Anaerobic attached film expanded bed fundamentals. **New york state coll of agriculture and life sciences** 1982.
- JIN, P.; BHATTACHARYA, S. K.; WILLIAMS, C.J.; ZHANG, H. Effects of sulfide addition on copper inhibition in methanogenic systems. **Water Research**, v. 32, n. 4, p. 977-988, 1998.

JÖRDENING, H.j.; BUCHHOLZ, K. Fixed film stationary bed and fluidized bed reactors. **Biotechnology Set, Second Edition**, p. 493-515, 1999.

KIDA, K.; MORIMURA, S.; SONODA, Y; OBE, M.; KONDO T. . Support media for microbial adhesion in an anaerobic fluidized-bed reactor. **Journal of Fermentation and Bioengineering**, v. 69, n. 6, p. 354-359, 1990.

KJELDSSEN, P; BARLAIZ, M.A.;ROOKER, A. P.;BAUN; A; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T,H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

KWAUK, M. Fluidization: Idealized and bubbleless, with applications. New York. **Science Press and Ellis Horwood**. 1992

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S ; Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L.P **Resíduos sólidos: Estudo da caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro. . p. 26-59.2009

LETTINGA, G. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. **Antonie van leeuwenhoek**, v. 67, n. 1, p. 3-28, 1995.

LIM, K S.; GURURAJAN, V. S.; AGARWAL, P. K. Mixing of homogeneous solids in bubbling fluidized beds: theoretical modelling and experimental investigation using digital image analysis. **Chemical engineering science**, v. 48, n. 12, p. 2251-2265, 1993.

MCINERNEY, M. J.; BRYANT, M.P. Review of methane fermentation fundamentals. **Fuel gas production from biomass**. 1981.

MCINERNEY, M. J.; Anaerobic metabolism and its regulation. In: REHM, H.J; REED. **Biotechnology**. v11a,p456-478, 1999.

MCCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. Public Works- Parts 1, 2, 3 and 4. v. 95, n. 9, p. 107-112; n. 10, p. 123-126; n. 11, p. 91-94; n. 12, p. 95-99, 1964

MCCARTY,P.L. Energetics and kinetics of anaerobic treatment. **Adv. Chem. Ser.** v.105,p.91-107.1971.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. **Journal of biotechnology**, v. 80, n. 1, p. 1-33, 2000

PARKIN, G. F.; LYNCH , N.A.; KUO, W.C.; VAN KEUREN, E.L.; BHATTACHARYA, S.K. Interaction between sulfate reducers and methanogens fed acetate and propionate. **Research Journal of the Water Pollution Control Federation**, p. 780-788, 1990.

PELL M. Gas fluidization. In: **Handbook of Powder Technology**. Amsterdam: Elsevier, 1990

PENG, Y; FAN, L. T. Hydrodynamic characteristics of fluidization in liquid-solid tapered beds. **Chemical Engineering Science**, v. 52, n. 14, p. 2277-2290, 1997

PEREZ, M.; ROMERO, L. I.; SALES, D. Comparative performance of high rate anaerobic thermophilic technologies treating industrial wastewater. **Water Research**, v. 32, n. 3, p. 559-564, 1998.

PIRBAZARI, M.; RAVINDRAN V.; BADRIYHA B.N.; KIM, S Hybrid membrane filtration process for leachate treatment, **Water Res.** v.30,p. 2691– 2706.1996.

RAPOSO, F; BORJA, R; MARTÍN, M.A; MARTIN, A; RUBIA, N.A; RINCON, B.. Influence of inoculum–substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: process stability and kinetic evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 149, n. 1, p. 70-77, 2009.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of hazardous materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 406-411, 1986.

RINCÓN, B; BORJA, B; GONZALEZ, J. M; PORTILLO, M.C; JIMENEZ. C . S. Influence of organic loading rate and hydraulic retention time on the performance, stability and microbial communities of one-stage anaerobic digestion of two-phase olive mill solid residue. **Biochemical Engineering Journal**, v. 40, n. 2, p. 253-261, 2008.

ROBINSON, H.D., The technical aspects of controlled waste management. A review of the composition of leachates from domestic wastes in landfill sites. Report for the UK Department of the Environment. **Waste Science and Research**, Aspinwall& Company, Ltd., London, UK, 1995

ROCHA, M.C.V, **Digestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário: avaliação do bioaumento da microbiota autoimobilizada**. Dissertação de mestrado- Setor de hidráulica e saneamento, Universidade Federal do Paraná. Curitiba-Pr, 2011.

ŞEN, S.; DEMIRER, G. N. Anaerobic treatment of real textile wastewater with a fluidized bed reactor. **Water Research**, v. 37, n. 8, p. 1868-1878, 2003.

SCHINK, B.; Energetics of syntrophic cooperation In: Methanogenic degradation. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**. v.61, n.2, p.262-280, 1997.

SHIEH, W.K.; MULCAHY, L. T. Experimental determination of intrinsic kinetic coefficients for biological wastewater treatment systems. **Water science and technology**, v. 18, n. 6, p. 1-10, 1986.

SHIEH, W. K.; SUTTON, P. M.; KOS, P. Predicting reactor biomass concentration in a fluidized-bed system. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 1574-1584, 1981.

STRONACH, S. M.; RUDD, T.; LESTER, J. N. Start-up of anaerobic bioreactors on high strength industrial wastes. **Biomass**, v. 13, n. 3, p. 173-197, 1987.

SYAHRUL, S.; DINCER, I.; HAMDULLAHPUR, F. Thermodynamic modeling of fluidized bed drying of moist particles. **International Journal of Thermal Sciences**, v. 42, n. 7, p. 691-701, 2003.

SWITZENBAUM, M. S.; JEWELL, W. J. Anaerobic attached-film expanded-bed reactor treatment. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 1953-1965, 1980.

TORRES, D. P. C; VAZOLLER, R. F;. Avaliação da influência da adição de ácido fólico na microbiota de lodos ativados através de bioensaios de respirometria. In: **Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, 30. AIDIS, p. 1-8. 2006.

TURAN, M.; GULSEN, H.; CELIK, M. S. Treatment of landfill leachate by a combined anaerobic fluidized bed and zeolite column system. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, n. 5, p. 815-819, 2005.

VAN LIER, J. B.; REBAC, S; LETTINGA, G. High hate anerobic waste water treatment under psycrophilic and thermophilic conditions. **Water Science and Technology**.v35, n10,p.199-206, 1997

WEBER, M. I. Avaliação da eficiência de um reator anaeróbio de leito fluidizado para o tratamento de resíduos líquidos para a indústria de refrigerantes. Dissertação de mestrado. Departamento de Hidráulica e Saneamento. UFPR.2006

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; GORSKA, J.S.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. Landfill leachate treatment methods: A review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 4, n. 1, p. 51-61, 2006.

ZALOUM, R.; ABBOTT M. Anaerobic pretreatment improves single sequencing batch reactor treatment of landfill leachates, **Water Sci. Technol.** V.35, p. 207–214.1997

ZICKEFOOSE, C, HAYES R.B. **Operations Manual Anaerobic Sludge digestion**. EPA 430/9-76-001. 1976

APÊNDICE

APÊNDICE I - DADOS DO MONITORAMENTO DO RE1

Dia	Data	pH	COV (kgDQO/m³.d)	AP (mg/L)	AI (mg/L)	AT (mg/L)	AVT (mg/L)	AT/AVT	AI/AP
18	27/jun	8,36	0,05	1146,8	395,8	1542,6	785,1	1,96	0,35
21	30/jun	8,28	0,05	1564,2	497,7	2061,9	757,8	2,72	0,32
28	07/jul	8,27	0,05	1493,5	473,8	1967,3	979,9	2,01	0,32
42	21/jul	8,25	0,05	1859,7	343,3	2203,1	415,4	5,30	0,18
45	24/jul	8,15	0,05	1593,6	568,4	2162,0	1059,5	2,04	0,36
48	27/jul	8,15	0,05	1189,0	425,0	1614,0	1030,3	1,57	0,36
52	31/jul	8,03	0,05	1720,4	430,1	2150,5	1006,9	2,14	0,25
57	05/ago	8,5	0,05	2123,0	501,8	2624,8	1092,4	2,40	0,24
66	14/ago	8,36	0,05	1843,0	543,2	2386,2	1362,8	1,75	0,29
70	18/ago	8,27	0,15	1814,4	567,0	2381,4	475,0	5,01	0,31
78	26/ago	8,16	0,15	2124,3	514,1	2638,4	553,5	4,77	0,24
85	02/set	8,18	0,15	2205,0	676,2	2881,2	778,7	3,70	0,31
87	04/set	8,12	0,15	2289,4	508,8	2798,1	429,0	6,52	0,22
92	09/set	8,17	0,25	3135,0	522,5	3657,5	536,4	6,82	0,17
101	18/set	8	0,25	3217,5	536,3	3753,8	464,4	8,08	0,17
107	24/set	8,07	0,25	4227,5	736,2	4963,8	774,0	6,41	0,17
126	13/out	8,11	0,25	4192,5	877,5	5070,0	450,0	11,27	0,21
261	25/fev	8,2	0,2	5130,0	665,0	5795,0	811,8	7,14	0,13
273	08/mar	7,9	0,3	5177,5	1045,0	6222,5	627,3	9,92	0,20
286	21/mar	7,5	0,4	5175,0	945,0	6120,0	830,3	7,37	0,18
304	08/abr	7,9	0,5	6333,3	395,8	6729,2	835,3	8,06	0,06
335	09/mai	7,93	0,5	6270,0	1045,0	7315,0	705,4	10,37	0,17
358	01/jun	7,9	0,5	5985,0	1092,5	7077,5	540,0	13,11	0,18
363	06/jun	8	0,5	5951	1123,6	7074,6	505	14,01	0,19
385	28/jun	8,3	0,5	5842,5	522,5	6365,0	342,0	18,61	0,09
401	14/jul	8,3	0,5	5902	659	6561	368	17,83	0,11
432	14/ago	8,1	0,5	4523	577	5100	403	12,66	0,13
455	06/set	7,9	0,5	3895	902,5	4797,5	468	10,25	0,23

APÊNDICE II - DADOS DO MONITORAMENTO DO RE2

Dia	Data	pH	COV (kgDQO/m³.d)	AP (mg/L)	AI (mg/L)	AT (mg/L)	AVT (mg/L)	AT/AVT	AI/AP
17	28/mai	8,28	0,05	1144,4	380,2	1524,6	688,2	2,22	0,33
21	01/jun	8,22	0,05	1154,4	410,7	1565,1	536,3	2,92	0,36
25	05/jun	8,03	0,05	715,9	316,0	1031,9	622,5	1,66	0,44
28	08/jun	7,91	0,05	670,6	374,6	1045,3	497,8	2,10	0,56
29	09/jun	7,91	0,05	670,6	245,1	915,8	362,0	2,53	0,37
30	10/jun	7,94	0,05	609,7	223,0	832,7	498,0	1,67	0,37
33	13/jun	7,97	0,05	612,5	176,4	788,9	353,5	2,23	0,29

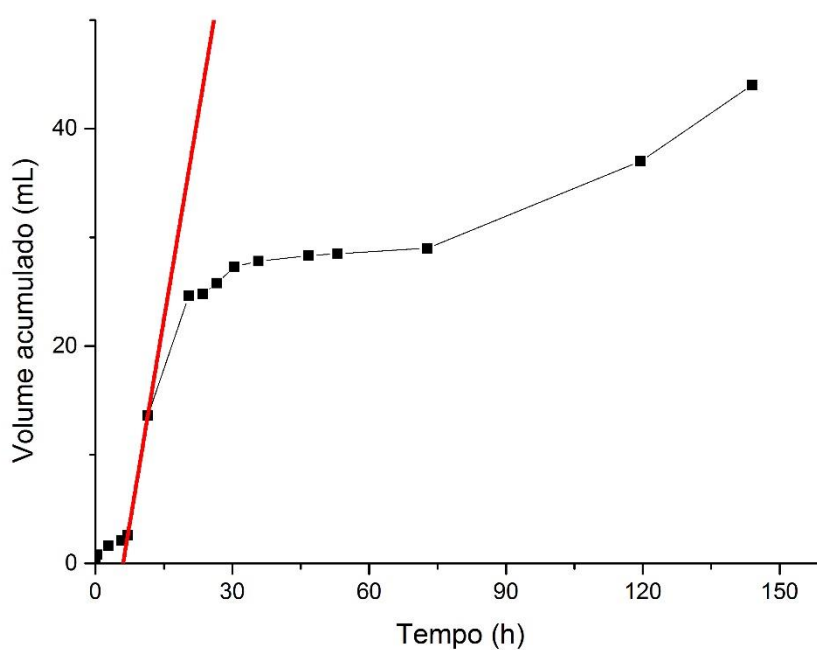
Dia	Data	pH	COV (kgDQO/m³.d)	AP (mg/L)	AI (mg/L)	AT (mg/L)	AVT (mg/L)	AT/AVT	AI/AP
35	15/jun	7,91	0,05	714,4	169,2	883,6	317,7	4,17	0,24
37	17/jun	7,9	0,05	637,9	161,7	799,7	288,7	4,15	0,25
39	19/jun	7,7	0,05	506,0	193,2	699,2	365,1	1,92	0,38
42	22/jun	8,3	0,05	589,3	152,1	741,4	197,0	5,64	0,26
44	24/jun	7,6	0,05	649,0	178,7	827,7	475,2	1,74	0,28
45	25/jun	8	0,05	780,7	286,9	1067,6	599,4	1,78	0,37
49	29/jun	8,08	0,05	940,0	320,0	1260,0	604,6	2,08	0,34
50	30/jun	8,28	0,05	1161,3	379,2	1540,5	454,0	3,39	0,33
57	07/jul	8,08	0,05	1071,2	319,3	1390,5	554,5	2,51	0,30
74	24/jul	8	0,05	1207,9	294,4	1502,2	592,9	2,53	0,24
77	27/jul	7,83	0,05	859,5	310,4	1169,9	667,8	1,75	0,36
81	31/jul	8	0,05	1206,2	355,3	1561,5	814,7	1,92	0,29
86	05/ago	8,48	0,05	1495,8	415,0	1910,7	861,8	2,22	0,28
87	19/ago	8,2	0,15	1483,7	425,3	1908,9	895,2	2,13	0,29
94	26/ago	8,1	0,15	1697,5	475,3	2172,8	525,8	4,13	0,28
101	02/set	8,11	0,25	1911,0	646,8	2557,8	778,7	3,28	0,34
103	04/set	8,06	0,25	2196,9	485,6	2682,5	466,3	5,75	0,22
112	09/set	8,14	0,4	3182,5	760,0	3942,5	739,8	5,33	0,24
130	18/set	7,9	0,4	2928,8	866,3	3795,0	1335,2	2,84	0,30
136	24/set	7,8	0,4	3420,0	1140,0	4560,0	2128,5	2,14	0,33
155	13/out	8,02	0,4	4972,5	633,8	5606,3	546,8	10,25	0,13
290	25/fev	8	0,2	4987,5	855,0	5842,5	645,8	9,05	0,17
302	08/mar	7,73	0,2	5272,5	902,5	6175,0	627,3	9,84	0,17
315	21/mar	7,8	0,2	5175,0	900,0	6075,0	682,7	8,90	0,17
333	08/abr	7,9	0,2	5795,0	855,0	6650,0	612,6	10,86	0,15
361	06/mai	8	0,2	6080,0	760,0	6840,0	631,1	10,84	0,13
414	28/jun	8,5	0,2	5130,0	807,5	5937,5	631,1	9,41	0,16
430	14/jul	8,4	0,2	5368,0	723,0	6091,0	598,00	10,19	0,13
461	14/ago	8,4	0,2	5098,0	899,0	5997,0	601,00	9,98	0,18
484	06/set	8	0,2	4085	902,5	4987,5	445,5	11,20	0,22

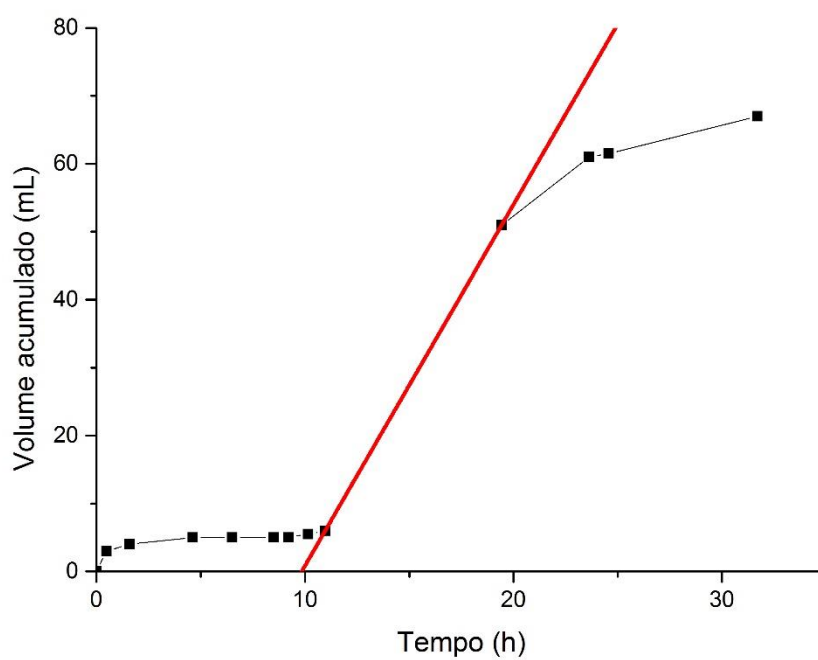
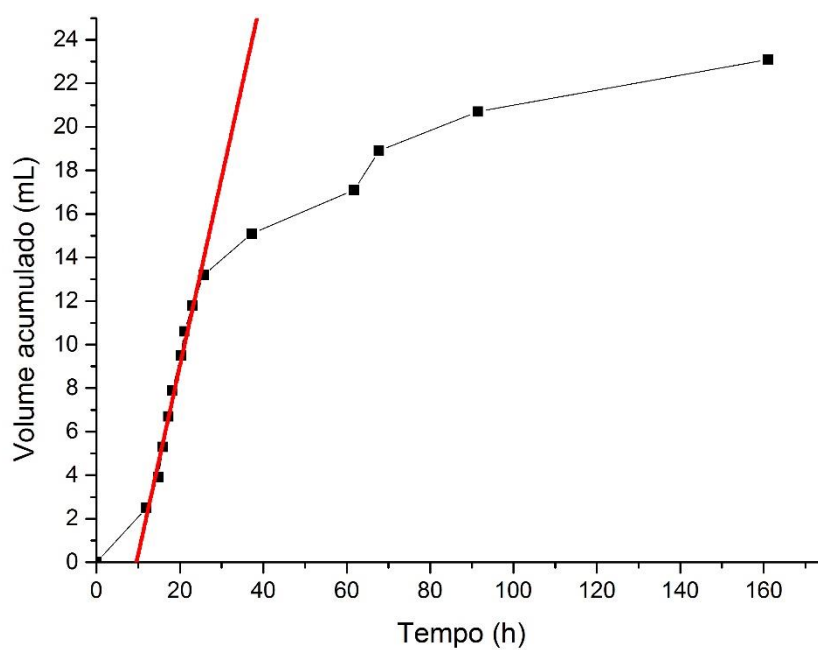
APÊNDICE III - DADOS DO MONITORAMENTO DO RE3

Dia	Data	pH	COV (kg/m³.d)	AP (mg/L)	AI (mg/L)	AT (mg/L)	AVT (mg/L)	AT/AVT	AI/AP
15	10/jul	8,8	0,05	679,8	175,1	854,9	307,8	4,17	0,26
26	21/jul	8,4	0,05	659,2	164,8	824,0	218,5	5,66	0,25
29	24/jul	8,3	0,075	629,3	263,9	893,2	355,7	2,51	0,42
32	27/jul	8,1	0,075	534,8	219,7	754,5	438,8	1,72	0,41
36	31/jul	8,1	0,075	748,0	271,2	1019,2	515,0	1,98	0,36
41	05/ago	8,5	0,075	1022,9	308,8	1331,7	661,5	2,01	0,30
50	14/ago	8,03	0,075	1261,0	417,1	1678,1	1209,3	1,39	0,33
51	15/ago	8,03	0,20	970,0	436,5	1406,5	973,4	1,44	0,45
55	19/ago	8,05	0,20	1143,5	491,4	1634,9	895,2	1,83	0,43
62	26/ago	8,1	0,20	1571,4	480,2	2051,6	525,8	3,90	0,31

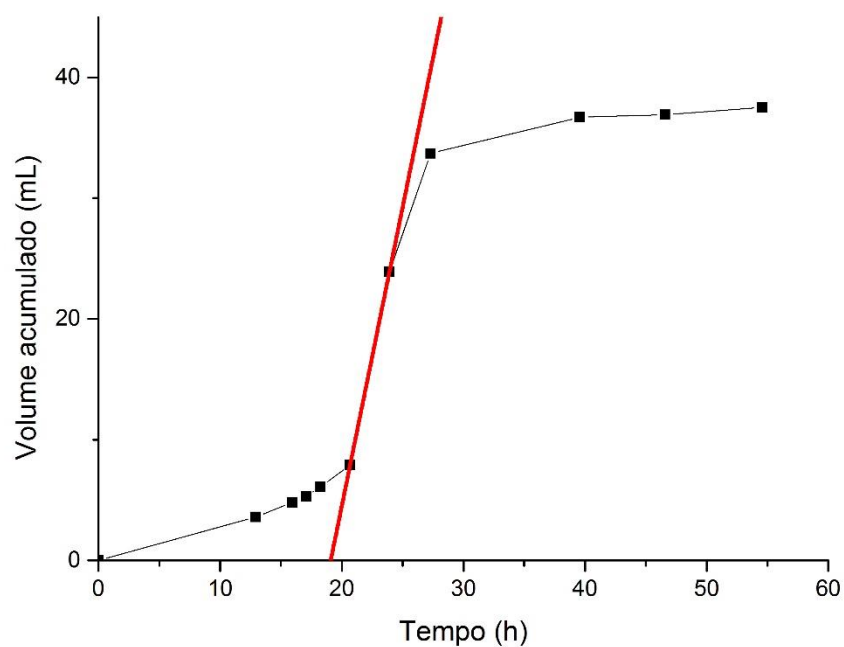
Dia	Data	pH	COV (kg/m ³ .d)	AP (mg/L)	AI (mg/L)	AT (mg/L)	AVT (mg/L)	AT/AVT	AI/AP
69	02/set	8,15	0,30	2038,4	705,6	2744,0	732,3	3,75	0,35
71	04/set	8,06	0,30	2312,5	531,9	2844,4	485,0	5,87	0,23
76	09/set	8,1	0,40	3135,0	712,5	3847,5	1257,7	3,06	0,23
85	18/set	7,9	0,40	2928,8	907,5	3836,3	2089,8	1,84	0,31
91	24/set	8,01	0,40	4465,0	807,5	5272,5	1006,2	5,24	0,18
110	13/out	8,16	0,40	4826,3	926,3	5752,5	612,0	9,40	0,19
245	25/fev	7,95	0,20	5130,0	1045,0	6175,0	959,4	6,44	0,20
257	08/mar	7,9	0,30	5367,5	807,5	6175,0	830,3	7,44	0,15
270	21/mar	8,1	0,30	5175,0	1305,0	6480,0	756,5	8,57	0,25
288	08/abr	8	0,30	5842,5	950,0	6792,5	779,6	8,71	0,16
316	06/mai	8	0,30	6080,0	1092,5	7172,5	594,0	12,07	0,18
342	01/jun	8,1	0,40	6270,0	1045,0	7315,0	576,0	12,70	0,17
347	06/jun	8,15	0,5	6150,2	1040,5	7252,3	579,1	12,52	0,17
369	28/jun	8,43	0,5	5367,5	712,5	6080	612	9,93	0,13
385	14/jul	8,3	0,5	4953	1029	5982	701	8,53	0,21
416	14/ago	8,1	0,5	4659	1047	5706	789	7,23	0,22
439	06/set	8	0,5	4322,5	1187,5	5510	900	6,12	0,27

APÊNDICE IV - TESTE AME PARA LA1 COM COV 0,2 kgDQO/m³d

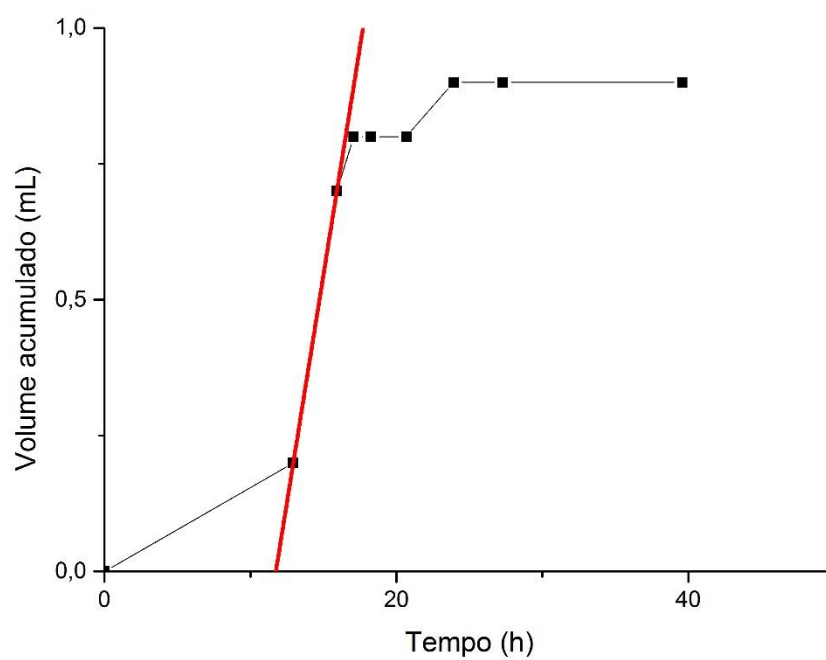


APÊNDICE V - TESTE AME PARA LA1 COM COV 0,5 kgDQO/m³.dAPÊNDICE VI - TESTE AME PARA LA2 COM COV 0,5 kgDQO/m³.d

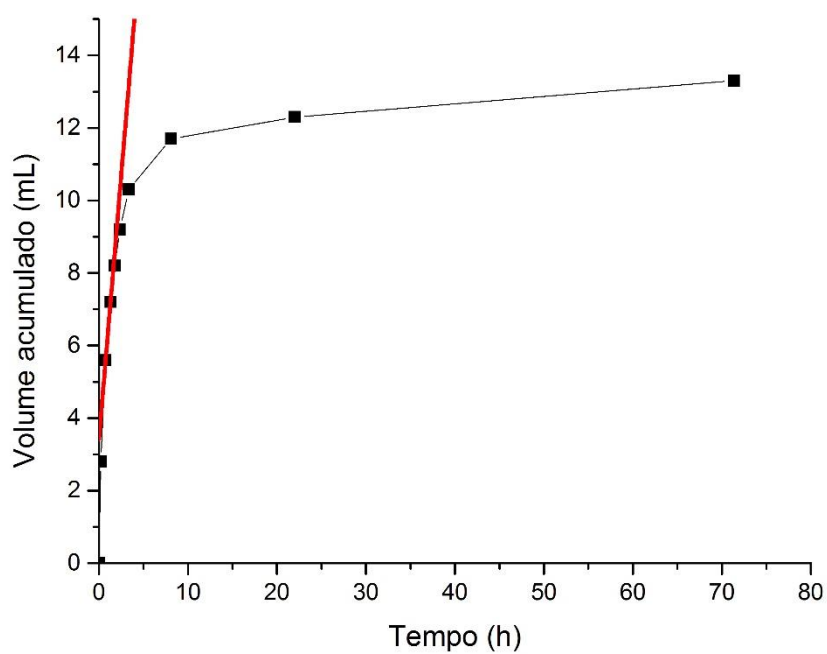
APÊNDICE VII - TESTE AME NO RE1 PARA COV 0,5 kgDQO/m³d DURANTE BIOESTIMULAÇÃO
(14º DIA)



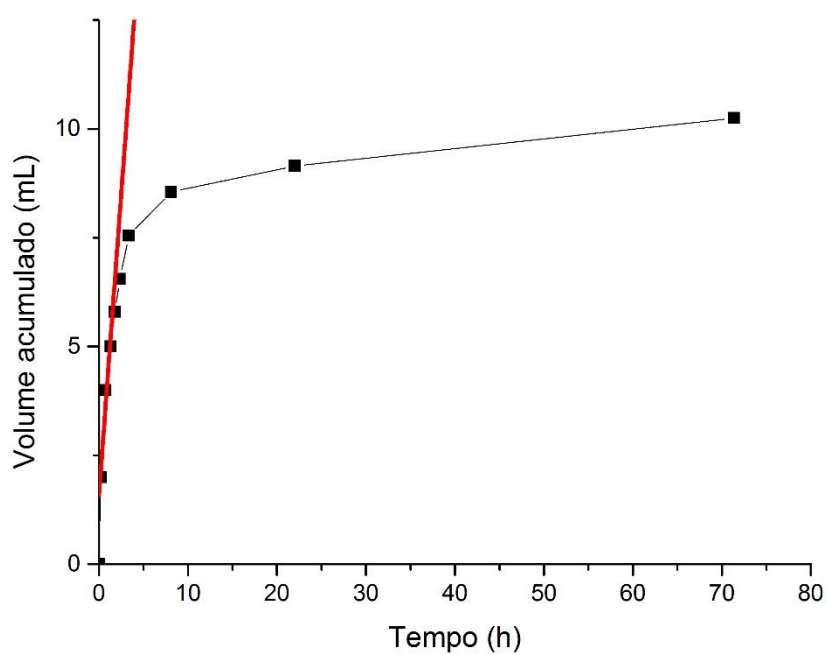
APÊNDICE VIII - ESTE AME NO RE3 PARA COV 0,5 kgDQO/m³d DURANTE BIOESTIMULAÇÃO
(14º DIA)



APÊNDICE IX - TESTE AME NO RE1 PARA COV 0,5 kgDQO/m³d DURANTE BIOESTIMULAÇÃO
(43ºDIA)



APÊNDICE X - TESTE AME NO RE3 PARA COV 0,5 kgDQO/m³d DURANTE BIOESTIMULAÇÃO
(43ºDIA)

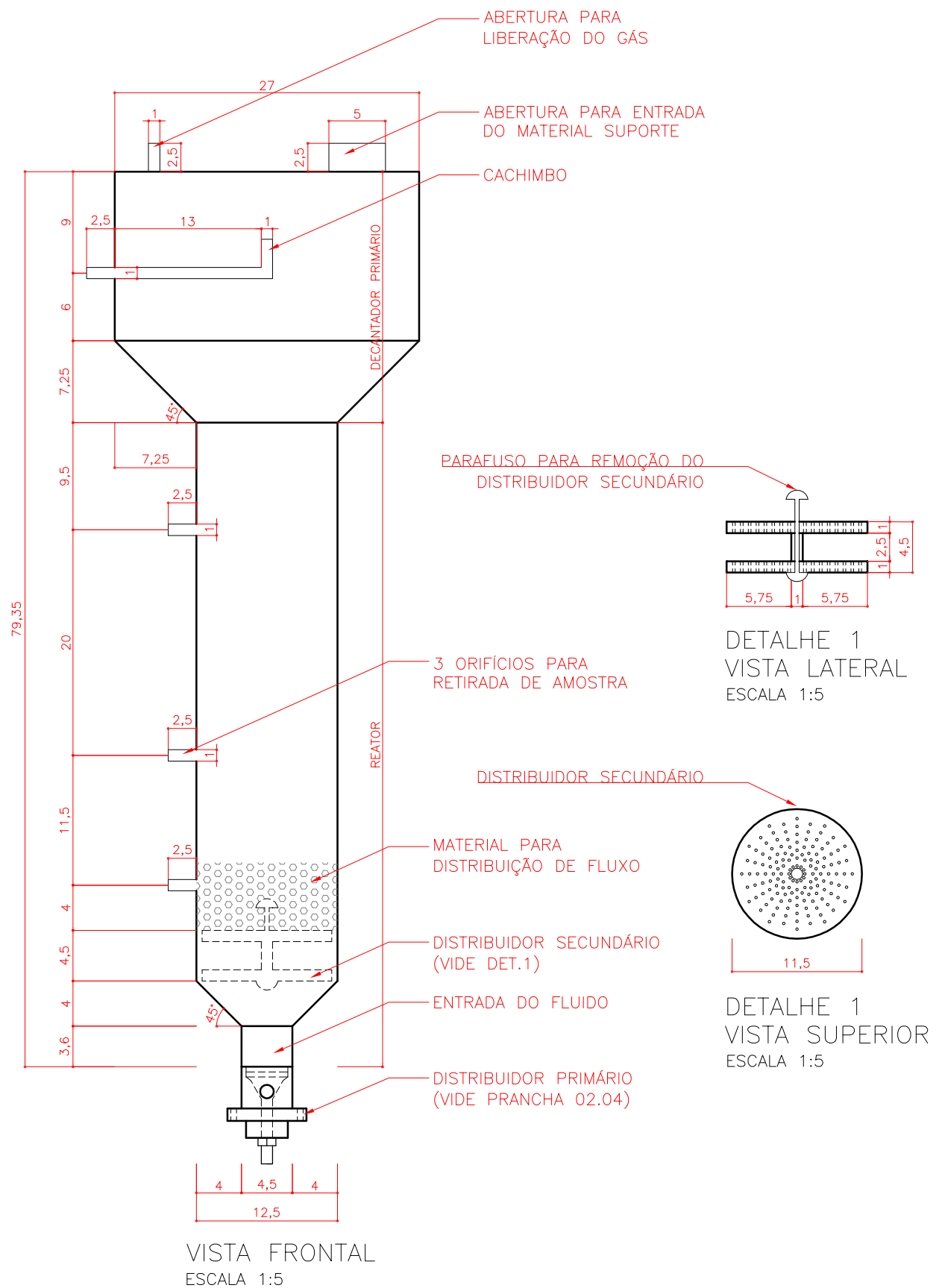


**ANEXO I – REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FLUIDIZADO E DETALHES DO
DISTRIBUIDOR DE FLUXO SECUNDÁRIO**

ANEXO II – DETALHES DO DISTRIBUIDOR DE FLUXO PRIMÁRIO

ANEXO III – DECANTADOR SECUNDÁRIO

ANEXO IV – MEDIDOR DE VAZÃO VENTURI



PROJETO

EQUIPAMENTOS PARA SISTEMA DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO

AUTOR DO PROJETO

MODIFICAÇÃO DE WEBER (2006); SERGIO MICHELOTTO BRAGA

PRANCHA

REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FLUIDIZADO

VISTAS E DETALHES

DATA

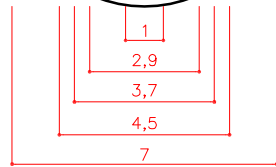
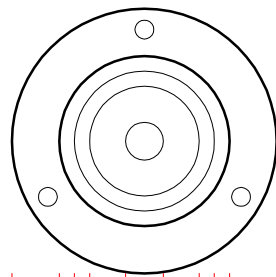
07/10/2016

ESCALA

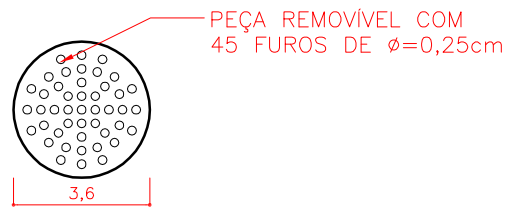
1:5

PRANCHA

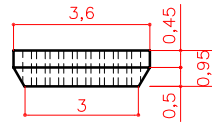
01.04



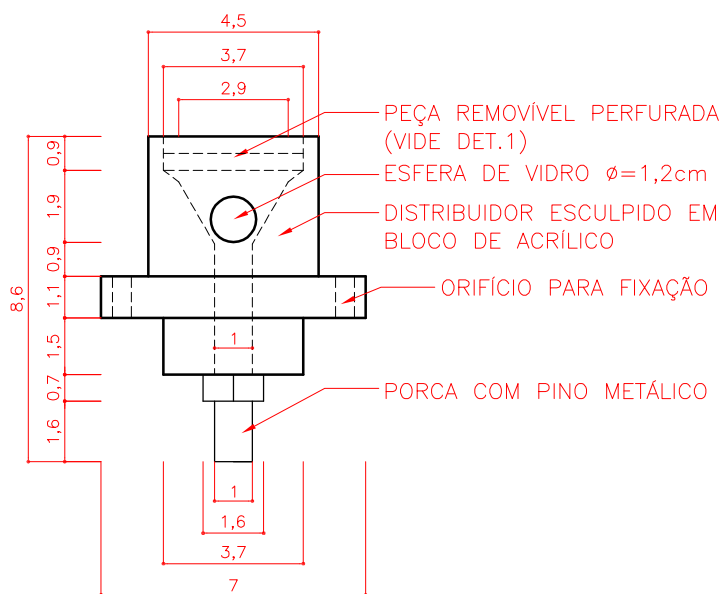
VISTA SUPERIOR
ESCALA 1:2



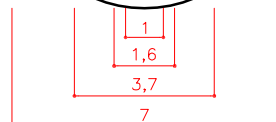
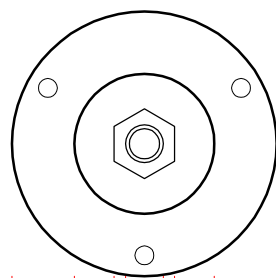
DETALHE 1—VISTA SUPERIOR
ESCALA 1:2



DETALHE 1—VISTA FRONTAL
ESCALA 1:2



VISTA FRONTAL
ESCALA 1:2



VISTA INFERIOR
ESCALA 1:2

PROJETO

EQUIPAMENTOS PARA SISTEMA DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO

AUTOR DO PROJETO

SERGIO MICHELOTTO BRAGA

PRANCHA

DISTRIBUIDOR DE FLUXO PRIMÁRIO DO REATOR
VISTAS E DETALHES

DATA

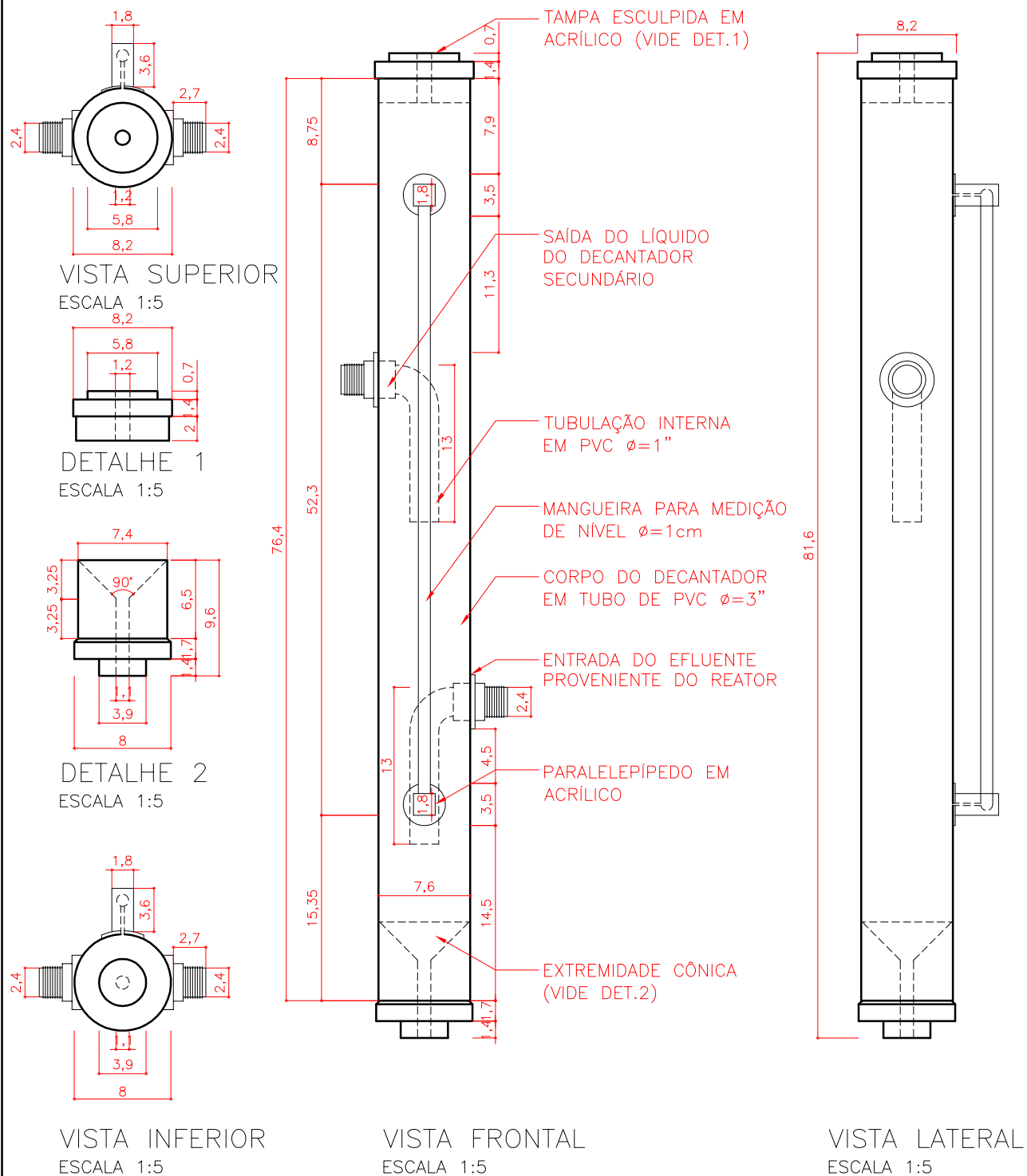
07/10/2016

ESCALA

1:2

PRANCHA

02.04



PROJETO

EQUIPAMENTOS PARA SISTEMA DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO

AUTOR DO PROJETO

SERGIO MICHELOTTO BRAGA

PRANCHA

DECANTADOR SECUNDÁRIO

VISTAS E DETALHES

DATA

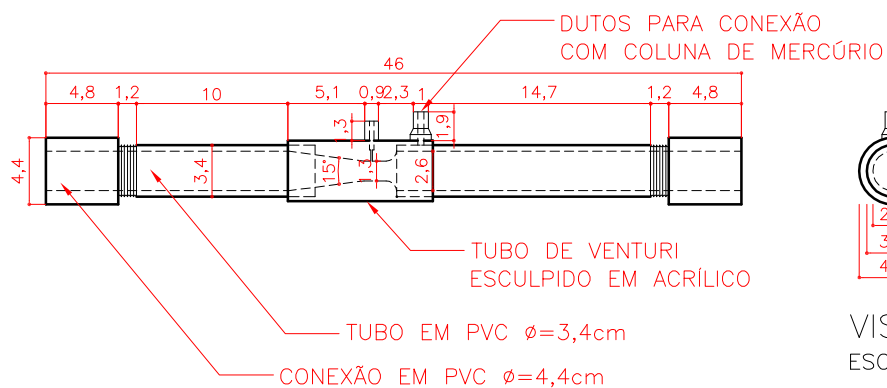
07/10/2016

ESCALA

1:5

PRANCHA

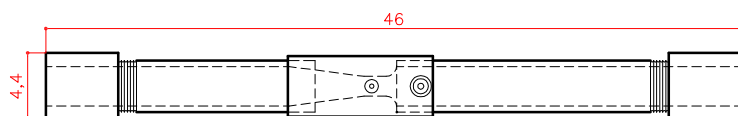
03.04



VISTA FRONTAL
ESCALA 1:5



VISTA LATERAL
ESCALA 1:5



VISTA DE TOPO
ESCALA 1:5

PROJETO

EQUIPAMENTOS PARA SISTEMA DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO

AUTOR DO PROJETO

SERGIO MICHELOTTO BRAGA

PRANCHA

MEDIDOR DE VAZÃO VENTURI
VISTAS E DETALHES

DATA

07/10/2016

ESCALA

1:5

PRANCHA

04.04